

Suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos

Annoskaku 2012

Maarit Muikku, Ritva Bly, Päivi Kurttio, Juhani Lahtinen,
Maaret Lehtinen, Teemu Siiskonen, Tuukka Turtiainen,
Tuomas Valmari, Kaj Vesterbacka

Suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos

Annoskakku 2012

Maarit Muikku, Ritva Bly, Päivi Kurttio, Juhani Lahtinen,
Maaret Lehtinen, Teemu Siiskonen, Tuukka Turtiainen,
Tuomas Valmari, Kaj Vesterbacka

STUKin raporttisarjoissa esitetyt johtopäätökset ovat tekijöiden johtopäätöksiä, eivätkä ne välttämättä edusta Säteilyturvakeskuksen virallista kantaa.

ISBN 978-952-478-981-3 (pdf)
ISSN 2243-1888

Helsinki 2014

MUIKKU Maarit, BLY Ritva, KURTTIO Päivi, LAHTINEN Juhani, LEHTINEN Maaret, SIISKONEN Teemu, TURTIAINEN Tuukka, VALMARI Tuomas, VESTERBACKA Kaj. Suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos – Annoskakku 2012. STUK-A259. Helsinki 2014, 54 s.

Avainsanat: efektiivinen annos, väestö, ionisoiva säteily

Tiivistelmä

Suomalaiset altistuvat niin luonnollisista kuin keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Tässä raportissa päivitetään tiedot suomalaisten vuosittain saamasta keskimääräisestä efektiivisestä annoksesta. Raportissa on myös selvitetty, miten efektiivinen annos on arvioitu sekä ilmoitettu eri tekijöiden aiheuttamien annosten vaihteluvälit. Efektiivinen annos, joka ilmoitetaan yksikössä milliSievert (mSv), ei ole suoraan mitattava suure. Tekstissä on mainittu muita mitattavia suureita sekä kuvattu, kuinka niiden avulla voidaan laskea efektiivinen annos.

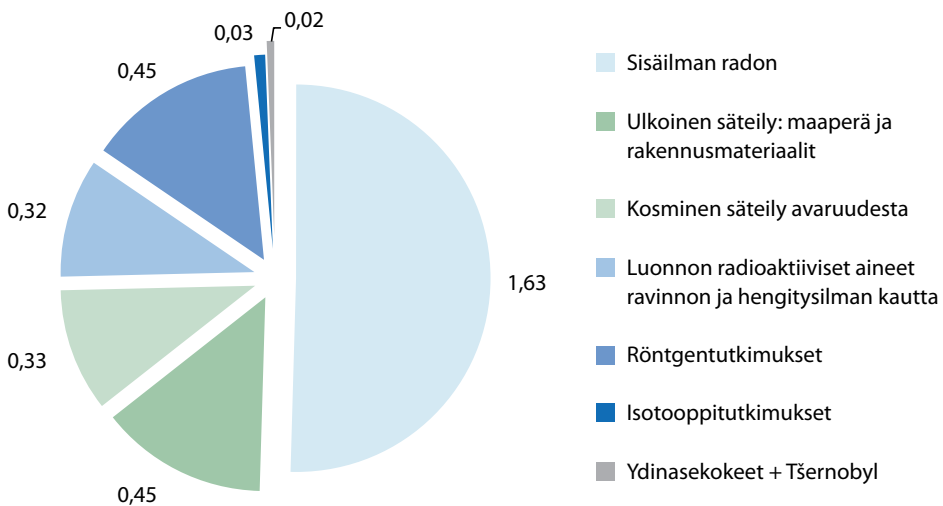
Vuonna 2012 suomalaisten saama keskimääräinen efektiivinen annos oli 3,2 mSv. Noin puolet tästä säteilyannoksesta, 1,6 mSv on peräisin huoneilman radonista. Annosmääritys perustuu suomalaisten asuntojen keskimääräiseen radonpitoisuuteen, joka vuosina 2006–2007 suoritetun otantatutkimuksen mukaan on 96 Bq/m³. Korkeimmat huoneilman radonin yksittäiselle ihmiselle aiheuttamat annokset voivat nousta jopa muutamaan sataan millisievertiin vuodessa.

Noin kolmannes suomalaisten vuotuisesta efektiivisestä annoksesta, 1,1 mSv aiheutuu luonnon taustasäteilystä. Kehoon joutuneet luonnolliset radioaktiiviset aineet aiheuttavat tästä 0,32 mSv:n annoksen. Ulkoisesta taustasäteilystä aiheutuva annos tulee maaperästä sekä rakennusmateriaaleista ja on keskimäärin 0,45 mSv/v. Luonnon taustasäteilyyn kuuluu myös avaruudesta peräisin oleva kosminen säteily, josta suomalaiset saavat noin 0,33 mSv:n annoksen vuodessa.

Säteilyn lääketieteellinen käyttö aiheuttaa suurimman keinotekoisista lähteistä peräisin olevan annoksen. Isotooppitutkimuksista aiheutuva keskimääräinen annos suomalaista kohti oli 0,03 mSv vuonna 2012. Arvio perustuu Säteilyturvakeskuksen (STUK) tekemään selvitykseen vuoden 2012 isotooppitutkimuksista Suomessa. Röntgentutkimuksista suomalaisille vuosittain aiheutuva efektiivinen annos on määritetty vuonna 2011. Tällöin keskimääräiseksi annokseksi saatiin noin 0,45 mSv vuodessa.

Tšernobylin onnettomuutta seuranneesta laskeumasta aiheutuva keskimääräinen annos oli 0,02 mSv vuonna 2012 eli alle prosentti suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta. Suurin osa sekä ulkoisen että sisäisen säteilyn annoksesta aiheutuu pitkäikäisestä radioaktiivisesta cesium-isotoopista, ^{137}Cs . Noin neljäsosa vuotuisesta annoksesta aiheutuu ruuan mukana nautitusta ^{137}Cs :sta ja loput ulkoisesta säteilystä. Nykyään korkeimmat ^{137}Cs -aktiivisuudet mitataan suurimman laskeuman alueella paljon luonnontuotteita (järvikala, riista, metsämarjat, sienet) syömistä henkilöistä. Vuonna 2011 tapahtuneen Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuuden aiheuttama lisäys suomalaisten vuosittaiseen säteilyannokseen on merkityksettömän pieni.

Suomalaisten keskimääräinen säteilyannos 3,2 mSv vuonna 2012



Kuva 1. Suomalaisten vuonna 2012 saama keskimääräinen efektiivinen annos.

MUIKKU Maarit, BLY Ritva, KURTTIO Päivi, LAHTINEN Juhani, LEHTINEN Maaret, SIISKONEN Teemu, TURTIAINEN Tuukka, VALMARI Tuomas, VESTERBACKA Kaj. The mean effective dose for Finns – Review 2012. STUK-A259. Helsinki 2014, 54 pp.

Key words: effective dose, population, ionising radiation

Abstract

The Finnish population is exposed to ionising radiation from a number of sources, both natural and man-made. In this report, the updated mean annual effective dose for Finnish people is presented together with the methods used in the dose assessment. The minimum and maximum values of the doses from different sources of ionising radiation are also reported. The effective dose expressed in millisieverts (mSv) cannot be measured directly. In this summary report other measurable quantities have been reported as well as methods for converting them into millisieverts.

In 2012, the mean effective dose for a Finn was 3.2 mSv. Half of the dose, 1.6 mSv, is attributable to indoor radon exposure. The dose from indoor radon is estimated using the mean radon concentration in Finnish dwellings (96 Bq/m³) determined in a random sample study in 2006–2007. Individual annual doses from radon may reach a few hundred millisieverts.

Roughly one third of the annual effective dose, 1.1 mSv, is caused by natural background radiation. The internal dose from ingestion and inhalation of terrestrial radionuclides is 0.32 mSv. The estimated annual effective dose attributable to external radiation from soil and construction materials is 0.45 mSv. Cosmic radiation also contributes to the natural background radiation and causes annually an effective dose of 0.33 mSv in Finland.

Medical uses of radiation account for the largest man-made contribution to the overall total. The estimated mean dose to a Finn from diagnostic nuclear medicine procedures was 0.03 mSv. The new estimation is based on the study of the usage of diagnostic nuclear medicine in Finland done by the Radiation and Nuclear Safety Authority in 2012. The mean annual effective dose from medical x-rays has been determined in 2011. The result of the review was 0.45 mSv/y.

The mean annual dose from the Chernobyl fallout was estimated to be 0.02 mSv in 2012. This is less than one percent of the total annual dose for a Finn. Most of both external and internal dose is due to the long-lived radionuclide, ^{137}Cs . About one fourth of the dose is caused by ingested ^{137}Cs and the rest by external radiation. The highest ^{137}Cs contents were measured from Finns who consume abundantly foodstuffs of wild origin (fresh water fish, game, forest berries, mushroom) in the areas with the highest ^{137}Cs fallout. The effective dose to Finnish population from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident that occurred in Japan in 2011 is negligible.

The mean annual effective dose for Finnish people 3,2 mSv in 2012

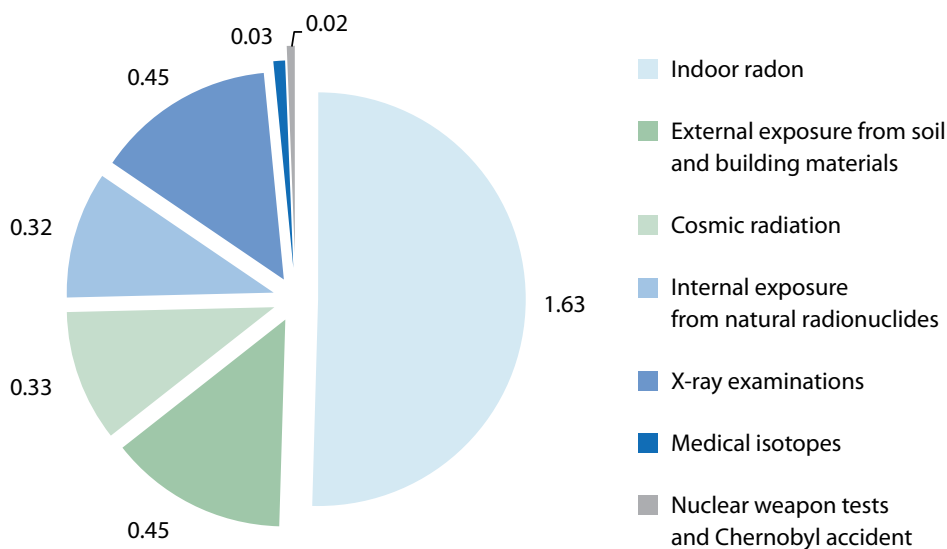


Figure 1. The mean annual effective dose for Finnish people in 2012.

Sisällysluettelo

TIIVISTELMÄ	3
ABSTRACT	5
1 JOHDANTO	9
2 LUONNON RADIOAKTIIVISET AINEET	11
2.1 Sisäilman radon	11
2.2 Ulkoinen taustasäteily	16
2.2.1 Maaperän ja rakennusmateriaalien radioaktiiviset aineet	16
2.2.2 Kosminen säteily	19
2.3 Sisäinen säteilyaltistus – luonnonnuklidit	22
3 SÄTEILYN LÄÄKETIETEELLINEN KÄYTTÖ TUTKIMUKSISSA JA TOIMENPITEISSÄ	30
3.1 Isotooppitutkimukset	30
3.2 Röntgentutkimukset	32
4 KEINOTEKOISET NUKLIDIT – TŠERNOBYL, FUKUSHIMA JA YDINASEKOKEET	33
4.1 Tšernobylin onnettomuuden aiheuttama ulkoisen säteilyn annos	34
4.2 Tšernobylin onnettomuuden aiheuttama sisäisen säteilyn annos	35
5 MUITA SUOMALAISTEN SÄTEILYANNOKSEEN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ	41
6 JOHTOPÄÄTÖKSET	42
7 KIRJALLISUUSVIITTEET	45
LIITE 1 ANNOSMÄÄRITYKSESSÄ KÄYTETTÄVÄT SUUREET JA TERMIT	51
LIITE 2 TŠERNOBYLIN ONNETTOMUUDESTA SUOMALAISILLE AIHEUTUNEET VUOSITTAISET KESKIMÄÄRÄISET ANNOKSET VUOSINA 1986–2012	54

1 Johdanto

Ihminen altistuu elämänsä aikana sekä luonnollisista että keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Tätä altistumista kuvataan efektiivisen annoksen kertymällä, joka samalla kuvaa ionisoivan säteilyn ihmisen terveydelle aiheuttamaa haittaa. Eräs tällainen ionisoivan säteilyn aiheuttama haitta on syöpä, jonka riski nykykäsityksen mukaan kasvaa lineaarisesti säteilyannoksen kasvaessa. Suomalaisten vuosittain saama keskimääräinen efektiivinen annos eli tässä raportissa kasattu annoskakku auttaa suhteuttamaan ionisoivan säteilyn terveyshaittoja muiden tekijöiden aiheuttamiin haittoihin. Annoskakun avulla voidaan vertailla säteilyaltistuksen eri lähteitä ja niiden merkitystä. Kansallinen arvio vuosittaisesta säteilyaltistuksesta on tarpeellinen, jotta suomalaiset erityspiirteet tulee huomioitua asianmukaisesti. Säteilyannoksesta voidaan karkeasti arvioida altistumisen aiheuttamaa terveysriskiä, jolloin säteilyaltistumisen seurauksia voidaan mm. verrata muiden ympäristön altisteiden aiheuttamiin terveysriskeihin. Säteilyaltistumisen syyosuutta erityyppisissä syövyissä on myös mahdollista arvioida. Näiden tietojen perusteella voidaan priorisoida vastatoimenpiteitä tai torjuntatoimia.

Suurin osa suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta aiheutuu luonnossa olevista radionuklideista. Ne voidaan jakaa neljään ryhmään: kosminen säteily, maaperän nuklideista aiheutuva gammasäteily sekä ihmisen nielemät (ruoka, juomavesi) tai hengittämät luonnonnuklidit. Näistä kahta ensimmäistä voidaan pitää taustasäteilynä, sillä niiden aiheuttama annos on pysynyt vakiona vuosikymmeniä eikä saadun säteilyannoksen suuruuteen voi juuri vaikuttaa. Hengitettyjen tai nieltyjen luonnonnuklidien aiheuttamaan annokseen sen sijaan voidaan vaikuttaa. Tästä huolimatta sisäilman radon aiheuttaa Suomessa ylivoimaisesti suurimman säteilyaltistuksen, joka on peräisin luonnonnuklideista.

Ihmisen toiminnoissa syntyviä tai käytettäviä radioaktiivisia aineita kutsutaan keinotekoisiksi radioaktiivisiksi aineiksi riippumatta siitä, ovatko ne alun perin olleet luonnon radionuklideja vai ydinreaktion tai muun toiminnan avulla syntyneitä. Keinotekoisia radioaktiivisia aineita on vapautunut ympäristöön ja pieniä määriä niitä vapautuu edelleenkin. Suomalaisten kannalta keinotekoisista säteilyn lähteistä – säteilyn lääketieteellinen käyttö pois lukien – eniten säteilyaltistusta ovat aiheuttaneet ydinasekokeet 1950–60-luvulla sekä vuonna 1986 tapahtunut Tšernobylin onnettomuus.

Radioaktiivisia aineita ja ionisoivaa säteilyä käytetään myös hyväksi lääketieteessä sekä diagnostisissa tutkimuksissa ja toimenpiteissä että sädehoidoissa. Tutkimuksissa käytetään röntgensäteilyä tai muuta ulkoista säteilyä sekä sisäisesti annettavia radioaktiivisia aineita. Sädehoidossa käytetään ulkoisia säteilylähteitä, suljettuja sisäisiä lähteitä tai radioaktiivisia lääkevalmisteita. Sädehoidoista aiheutuvaa altistusta ei ole tässä raportissa huomioitu. Käytettäessä säteilyä lääketieteessä ihminen altistetaan säteilylle, koska hänen katsotaan hyötyvän siitä terveydellisesti.

2 Luonnon radioaktiiviset aineet

2.1 Sisäilman radon

Huoneilman radonista aiheutuvan annoksen määrittäminen perustuu vuosina 2006–2007 tehtyyn väestötutkimukseen pohjautuvaan tutkimukseen (Mäkeläinen et al. 2009). Tutkimuksessa oli mukana 2 866 asuntoa, joista 2 267 oli pientaloja (rivi- ja omakotitaloja) ja 599 kerrostaloja. Radonpitoisuus vuoden aikana selvitettiin kahdella puolen vuoden mittauksella. Mittaukset tehtiin STUKin alfajälkime-netelmään perustuvalla radonmittauspurkillä (Reisbacka 2011).

Vuoden 2006 tilastojen mukaan Suomessa oli noin 2 420 000 asuntoa, joista 1 350 000 oli pientaloasuntoja ja 1 070 000 kerrostaloasuntoa. Vaikka kerrostaloasuntojen määrä on 44 % kaikista asunnoista, väestöstä asuu kerrostaloissa vain noin kolmannes. Tilanne ei ole oleellisesti muuttunut otannan suoritusajankohdan jälkeen.

Kesä- ja talvimittauksista laskettiin kunkin asunnon radonpitoisuuden vuosikeskiarvo painottamalla mittausaikojen pituudella. Maakuntakohtaisia ja valtakunnallisia tuloksia laskettaessa tuloksia painotettiin kerrostaloissa ja pientaloissa asuvan väestön määrällä. Kaikkien pientaloissa tehtyjen mittauksen väestömäärillä painotettu keskiarvo oli 121 Bq/m^3 ja kerrostaloissa tehtyjen 49 Bq/m^3 (Taulukko 1). Huoneilman radonpitoisuuden asukaskohtaiseksi keskiarvoksi saatiin 96 Bq/m^3 . Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen 944/92 mukaisesti huoneilman radonpitoisuuden ei tulisi ylittää arvoa 400 Bq/m^3 . Uusi asunto tulee suunnitella ja rakentaa siten, että radonpitoisuus ei ylittäisi arvoa 200 Bq/m^3 . Tulosten perusteella 4 %:ssa pientaloista radonpitoisuus ylitti 400 Bq/m^3 ja 15 %:ssa 200 Bq/m^3 (Taulukko 2).

Kuva 2 esittää STUKin radonmittauspurkeilla vuosina 1980–2012 mitattujen 113 000 pientaloasunnon radonpitoisuuden keskiarvoja Suomen kunnissa. Aineisto ei ole täysin edustava ja yliarvioi kuntakeskiarvoa siellä, missä mittaukset ovat keskittyneet korkeimman radonpitoisuuden alueille. Paikallista radonalttiutta lisäävät maaperän korkea uraanipitoisuus sekä maaperän läpäisevyys. Edustavampaan otantatutkimukseen perustuvat maakuntakohtaiset radonpitoisuuden keskiarvot ovat taulukossa 3.

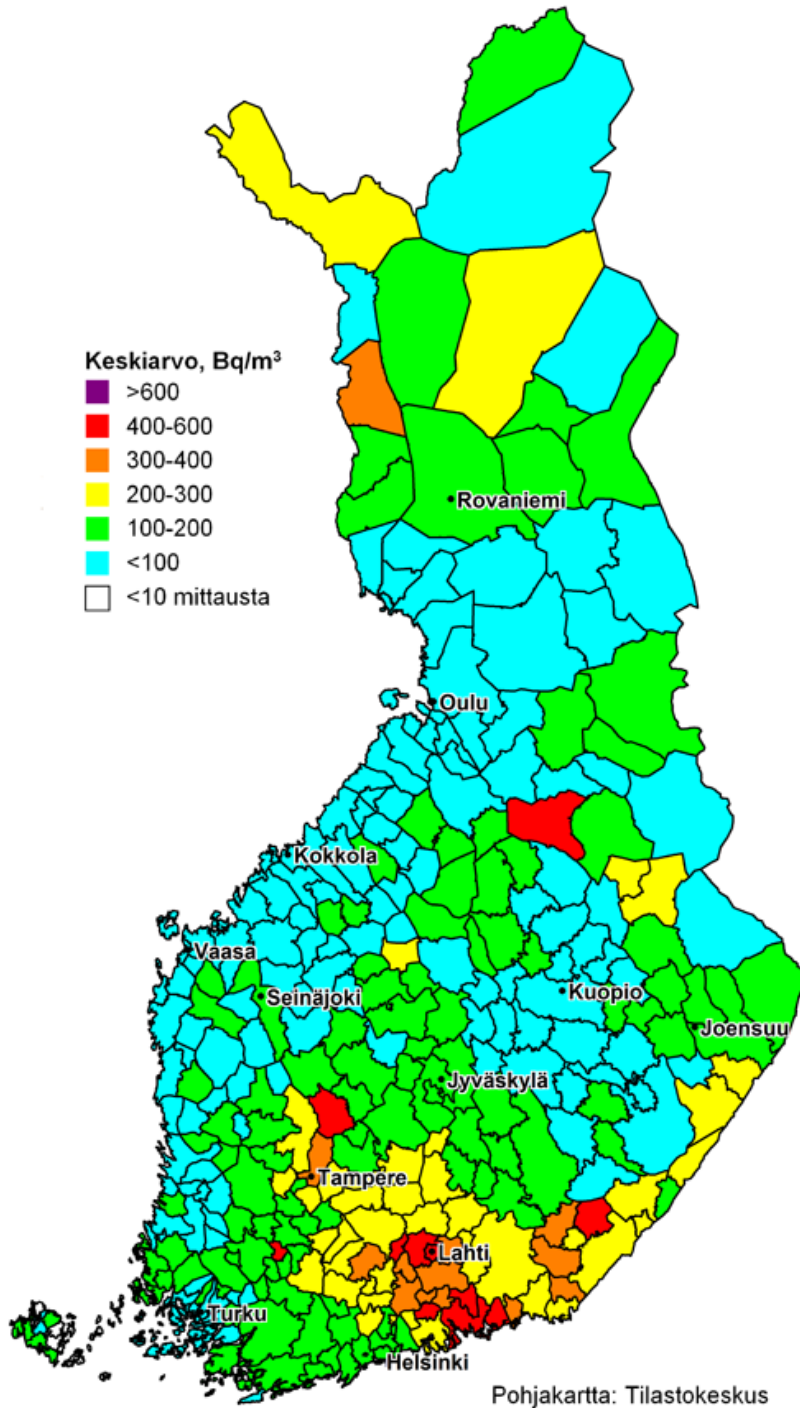
Arvioitaessa sisäilman radonin suomalaisille vuosittain aiheuttamaa efektiivistä annosta käytettiin raportissa ICRP-65 olevaa kerrointa $3,88 \text{ mSv/WLM}$ (WLM=working level month) (ICRP 65). Tämä vastaa $2,43 \cdot 10^{-6} \text{ mSv}$ suuruista annosta oleskeltaessa yhden tunnin ajan 1 Bq/m^3 radonpitoisuudessa. Tässä on

oletettu radonin hajoamistuotteiden ja radonin pitoisuuksien välistä suhdetta kuvaavan tasapainosuhteen olevan 0,4. Kansainvälisen säteilysuojelutoimikunnan, ICRP:n (International Commission on Radiological Protection) käyttämä annoskerroin perustuu epidemiologisiin tutkimuksiin, joiden antamaa riskiä on käytetty hyväksi annosta arvioitaessa. Kun kotona oleskelun ajaksi oletettiin 7 000 h/vuosi, saatiin keskimääräiseksi vuosittaiseksi efektiiviseksi annokseksi

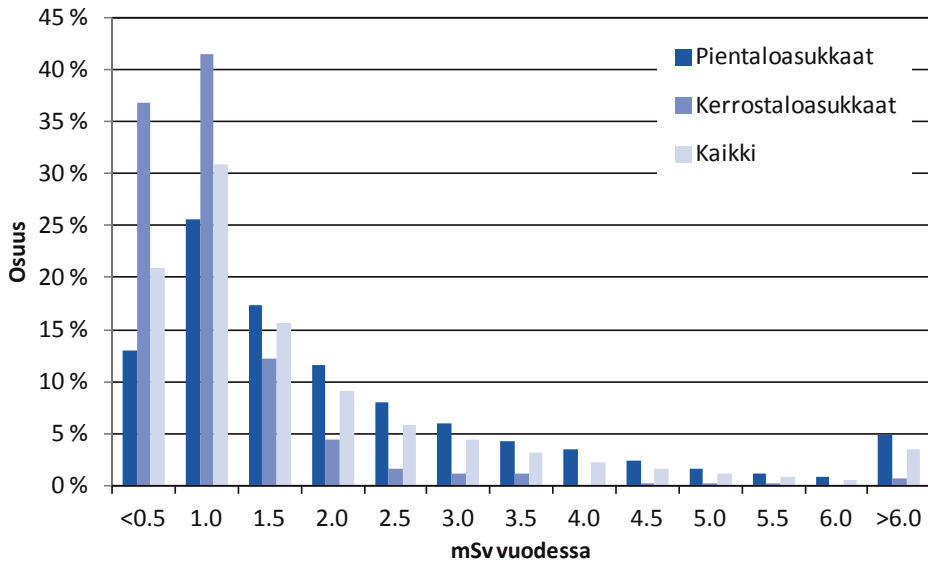
$$96 \text{ Bq/m}^3 \cdot 2,43 \cdot 10^{-6} \text{ mSv/(hBq/m}^3) \cdot 7\,000 \text{ h/v} = 1,63 \text{ mSv/v}$$

Kuva 3 ja taulukot 1–2 esittävät eri asuntotyypeissä saatavaa efektiivistä annosta sekä annokset 0,5, 1 ja 10 mSv ylittävän väestömäärän osuutta. Suurin STUKin radonmittausten perusteella arvioitu annos on 340 mSv/v. Kyseessä on harjulle rakennettu talo, missä talvella mitattiin 39 000 Bq/m³ radonpitoisuus (arvioitu vuosikeskiarvo 20 000 Bq/m³).

Mäkeläinen et al. (2005) määrittivät suomalaisten työpaikkojen radonpitoisuuden keskiarvoksi 30 Bq/m³. Saman tutkimuksen mukaan suomalaiset viettävät työpaikalla tai koulussa keskimäärin 11 % ajastaan (960 tuntia vuodessa). Työpaikoilla efektiivisen annoksen laskennassa käytettävä kerroin on 5,06 mSv/WLM (ICRP 65). Se vastaa $3,17 \cdot 10^{-6}$ mSv suuruista annosta oleskeltaessa yhden tunnin ajan 1 Bq/m³ radonpitoisuudessa. Edellä mainittujen tietojen avulla arvioitu keskimääräinen vuosittainen efektiivinen annos työpaikan tai koulun sisäilman radonin takia on koko väestölle 0,09 mSv. Työpaikoilla tai koulussa tapahtuvaa altistusta ei ole otettu huomioon annoskakussa.



Kuva 2. Pientaloasuntojen radonpitoisuuden keskiarvo Suomen kunnissa. Aineisto käsittää STUKin radonpurkeilla vuosina 1980–2012 mitatut 113 000 asuntoa.



Kuva 3. Sisäilman radonin aiheuttaman annoksen jakauma pien- ja kerrostaloissa asuvalle väestölle. 1 mSv vuodessa vastaa asunnon sisäilman radonpitoisuutta 59 Bq/m³.

Taulukko 1. Väestöpainotettu radonpitoisuus suomalaisissa asunnoissa (Mäkeläinen et al. 2009).

Asuntotyyppi	Radonpitoisuus (Bq/m ³)	Radonpitoisuutta vastaava vuosiansios (mSv)
Pientalot		
keskiarvo	121	2,1
mediaani	75	1,3
maksimi	2 269	39
Kerrostalot		
keskiarvo	49	0,8
mediaani	36	0,6
maksimi	587	12
Koko väestö		
keskiarvo	96	1,6
mediaani	56	1,0
maksimi	2 269	39

Taulukko 2. Radonpitoisuuksien 200, 400 ja 800 Bq/m³, sekä efektiivisten annosten 0,5, 1,0 ja 10 mSv/v ylittävien asukkaiden osuudet Suomessa vuonna 2006 (Mäkeläinen et al. 2009).

	Pientalot	Kerrostalot	Koko väestö
> 29 Bq/m ³ (> 0,5 mSv)	88 %	65 %	80 %
> 59 Bq/m ³ (> 1,0 mSv)	63 %	23 %	49 %
> 200 Bq/m ³ (> 3,4 mSv)	15,1 %	1,5 %	10,4 %
> 400 Bq/m ³ (> 6,8 mSv)	3,8 %	0,7 %	2,7 %
> 588 Bq/m ³ (> 10 mSv)	1,9 %	0,2 %	1,3 %
> 800 Bq/m ³ (> 13,6 mSv)	0,8 %	0,0 %	0,5 %

Taulukko 3. Sisäilman radonpitoisuus pien- ja kerrostaloasunnoissa Suomen maakunnissa (Mäkeläinen et al. 2009).

	Pientalot keskiarvo (Bq/m ³)	Kerrostalot keskiarvo (Bq/m ³)
Ahvenanmaa	116	16
Etelä-Karjala	180	40
Etelä-Pohjanmaa	80	25
Etelä-Savo	88	33
Itä-Uusimaa *)	317	94
Kainuu	150	42
Kanta-Häme	159	48
Keski-Pohjanmaa	45	32
Keski-Suomi	118	52
Kymenlaakso	230	83
Lappi	100	28
Pirkanmaa	176	46
Pohjanmaa	43	29
Pohjois-Karjala	108	75
Pohjois-Pohjanmaa	57	35
Pohjois-Savo	72	34
Päijät-Häme	218	103
Satakunta	64	32
Uusimaa	137	50
Varsinais-Suomi	95	33
Koko maa	121	49
*) Liitettiin Uudenmaan maakuntaan 1.1.2011.		

2.2 Ulkoinen taustasäteily

Ihmiseen kohdistuu jatkuvasti ulkoista ionisoivaa säteilyä, jonka lähteinä ovat maaperässä ja rakennusmateriaaleissa olevat radioaktiiviset aineet tai joka on peräisin avaruudesta. Ulkoisen säteilyn kannalta ympäristössä esiintyvät luonnollista alkuperää olevat radionuklidit voidaan jakaa kahteen ryhmään:

1. Maaperän alkuperäiset eli primordiaaliset radionuklidit. Niiden puoliintumisaika on niin pitkä, että ne ja niiden radioaktiiviset tytärnuklidit ovat edelleen havaittavissa.
2. Kosmisen säteilyn kautta syntyvät radionuklidit. Nämä eivät vaikuta merkittävästi ulkoiseen säteilyyn maan pinnalla.

2.2.1 Maaperän ja rakennusmateriaalien radioaktiiviset aineet

Tässä kohdassa tarkastellaan maaperän ja rakennusmateriaalien sisältämien radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa ulkoista taustasäteilyä. Avaruussäteilyä on käsitelty kohdassa 2.2.2.

Tärkeimmät luonnon ulkoisen säteilyn lähteet ovat alkuperäisnuklidit ^{40}K , ^{232}Th ja ^{238}U , joita esiintyy kaikissa maalajeissa. Näiden kolmen nuklidin puoliintumisaikat ovat miljardeja vuosia, minkä vuoksi niitä on vielä jäljellä näinkin kauan maapallon syntymisen jälkeen. Uraanilla ja toriumilla on useita säteilyä lähettäviä tytärnuklideja, koska ne hajoavat usean vaiheen kautta stabiileiksi alkuaineiksi. ^{238}U -sarjan tärkeimpien isotooppien joukossa on kuitenkin vain kaksi merkittävää ulkoista altistusta aiheuttavaa säteilijää, ^{214}Bi ja ^{214}Pb . Maaperän sisältämiä radioaktiivisia aineita esiintyy luonnollisesti myös erilaisissa rakennusmateriaaleissa.

Luonnon taustasäteily voi vaihdella paikallisesti melkoisesti, mutta vaihtelua esiintyy myös ajallisesti. Selvästi havaittava vuodenaikaisvaihtelu on pääosin seurausta maanpintaa talvisin peittävän veden, lumen ja jään maaperästä tulevaa säteilyä vaimentavasta vaikutuksesta (Kuva 4). Ulkoisen säteilyn voimakkuuteen vaikuttaa myös vähäisessä määrin radonin hajoamistuotteiden aktiivisuuspitoisuuden vaihtelu maaperässä ja ilmassa. Myös sateet voivat aiheuttaa voimakkaan muutoksen ulkoisen säteilyn annosnopeuteen, sillä sade huuhtoo radonin hajoamistuotteita maan pinnalle. Sateen aiheuttamat lyhytaikaiset vaihtelut ovat yleensä suuruudeltaan alle $0,1 \mu\text{Sv/h}$.



Huoneilman radonista aiheutuvan vuosittaisen annoksen määrittämisen yhteydessä 1990–1991 selvitettiin myös ulkoisen säteilyn annosnopeus 350 asunnossa (Arvela et al. 1995). Tutkimukseen osallistuneet asunnot poimittiin satunnaisesti radontutkimukseen osallistuneiden asuntojen joukosta. Puoli vuotta kestäneet mittaukset tehtiin TLD-dosimetrien avulla. TLD-dosimetri oli kiinnitetty radonmittauspurkkiin, joka sijaitsi olo- tai makuuhuoneessa.

Arvioitaessa ulkoisen taustasäteilyn aiheuttamaa vuosittaista annosta sisätiloissa on oletettu, että ihmiset viettävät 80 % ajastaan sisällä. Tällöin väestöpainotettu keskimääräinen vuosittainen (vuodessa on 8760 tuntia) efektiivinen annos sisällä on 0,36 mSv.

17

Taulukko 4. Ulkoisen säteilyn kartoitus asunnoissa ja ulkona (Arvela et al. 1995, Muikku et al. 2005).

Taulukon lukuarvoista on vähennetty kosmisen säteilyn ja Tšernobyl-laskeuman aiheuttama osuus. Lisäksi alkuperäiset absorptioannosnopeutena ilmassa esitetyt annosnopeusarvot (nGy/h) on tässä muutettu karkeasti efektiivisiksi annosnopeuksiksi (nSv/h) kertomalla ne tekijällä 0,7 (UNSCEAR 1993) ja pyöristämällä ne kahteen merkitsevään numeroon.

Oleskelupaikka	Annosnopeuden havaintoväli (nSv/h)	Annosnopeuden keskiarvo (nSv/h)
Sisällä		
Annosnopeus pientaloissa	15–100	41
Annosnopeus kerrostaloissa	32–130	71
Kaikki asunnot	15–130	51 (väestöpainotettu)
Ulkona		
Annosnopeuden keskiarvo kunnissa (vuoden 1993 kuntajako)	32–97	50
Annosnopeus lääneissä (vuoden 1993 läänijako)*)	38–69	50 (väestöpainotettu)
*) Ahvenanmaa, Uusimaa länsi, Uusimaa itä + Kymi länsi, Turku–Pori, Kymi, Häme, Mikkeli, Keski-Suomi, Kuopio, Pohjois-Karjala, Vaasa, Oulu, Lappi.		

Luonnon taustasäteily ulkona

Taustasäteilyn annosnopeuden määrittäminen ulkona perustuu ajoneuvoon sijoitetulla ionisaatiokammilla vuosina 1978–1982 (siis ennen Tšernobylin onnettomuutta) tehtyihin mittauksiin (Lemmelä 1984) sekä tulosten myöhempään analysointiin (Arvela et al. 1995, kooste raportissa Muikku et al. 2005). Läänikohtaiset, tässä raportissa efektiivisiksi annosnopeuksiksi muutetut arvot vaihtelivat välillä 38–69 nSv/h koko maan keskiarvon ollessa 50 nSv/h (Taulukko 4).

Kun ihmisen oletetaan oleskelevan ulkona 20 % ajasta, vuosittainen efektiivinen annos on 0,09 mSv.

Ulkoisen taustasäteilyn aiheuttama kokonaisaltistus

Kun otetaan huomioon sekä ulkona että sisätiloissa oleskelu, ulkoisen taustasäteilyn aiheuttamaksi vuosittaiseksi keskimääräiseksi efektiiviseksi annokseksi saadaan 0,45 mSv.

Taulukko 5 esittää vanhan läänijaon mukaiset luonnon taustasäteilyn keskiarvoannosnopeudet sisällä ja ulkona sekä oleskeluajoilla painotetut kokonaisannokset vuonna 1991. Lisäksi taulukossa on ilmoitettu Tšernobyl-laskeuman aiheuttama annosnopeus ulkona.

Taulukko 5. Ulkoisen taustasäteilyn aiheuttamat annosnopeudet ja annokset sisällä ja ulkoympäristössä Suomen lääneissä (vanha vuoden 1993 läänijako) sekä Tšernoby-laskeuman aiheuttama annosnopeus ulkona vuonna 1991 (Arvela et al. 1995, Muikku et al. 2005).

Taulukon sisätiloja ja ulkona oleskelua edustavista arvoista on vähennetty kosmisen säteilyn ja Tšernoby-laskeuman aiheuttama osuus. Kosminen säteily on vähennetty myös Tšernoby-laskeuman aiheuttamista annosnopeuksista. Lisäksi alun perin absorptioannosnopeuksina ilmassa ilmoitetut annosnopeudet on tässä muutettu efektiivisiksi annosnopeuksiksi kertomalla ne tekijällä 0,7 (UNSCEAR 1993) ja pyöristämällä sitten kahteen merkitsevään numeroon.

Läänit (vanha vuoden 1993 läänijako)	Sisällä, pientalo (nSv/h)	Sisällä, kerrostalo (nSv/h)	Ulkona (nSv/h)	Ulkona ^{*)} Tšernobylin onnettomuus, gammäsäteily 1991 (nSv/h)	Oleskeluajoilla painotettu annos Pientalot (mSv)	Oleskeluajoilla painotettu annos Kerrostalot (mSv)
Ahvenanmaa ^{**)}	50	79	60	1,5	0,45	0,66
Uusimaa, länsi	53	76	55	2,0	0,47	0,63
Uusimaa, itä + Kymen länsi	48	110	69	8,0	0,45	0,87
Turku–Pori	41	67	49	8,4	0,38	0,55
Kymen itä	48	74	60	2,0	0,44	0,62
Häme	47	71	50	17	0,42	0,59
Mikkeli	38	53	46	9,0	0,34	0,45
Keski-Suomi	36	62	40	11	0,32	0,50
Kuopio	32	42	38	5,3	0,29	0,36
Pohjois-Karjala	34	55	41	1,1	0,31	0,45
Vaasa	32	62	43	9,1	0,30	0,51
Oulu	30	54	43	1,3	0,29	0,45
Lappi	43	55	41	0,84	0,38	0,46

^{*)} Vuonna 2012 nämä annosnopeudet olivat arvioiden mukaan noin 60 % pienempiä.
^{**)} Ahvenanmaan arvot sisällä on saatu skaalaamalla annosnopeudesta ulkona (Arvela 1995).

2.2.2 Kosminen säteily

Maan magneettikenttä ja ilmakehä suojaavat maapallon elollisia olentoja avaruudesta tulevalta hiukkassäteilyltä. Siitä huolimatta kosmiselle säteilylle altistutaan niin maanpinnalla kuin lentokoneissakin. Altistuksen aiheuttaa kosmisen säteilyn ilmakehässä tuottama sekundäärisäteily.

Ihmisille aiheutuu kosmisesta säteilystä maailmassa keskimäärin 0,38 mSv:n suuruinen efektiivinen annos vuodessa (UNSCEAR 2008, taulukko 5, sivu 328). Annoksen suuruuteen vaikuttavat auringon aktiivisuus ja asuinpaikan sijainti (lähinnä leveyspiiri ja korkeus merenpinnasta) sekä asuinrakennuksista saatava suoja.

Suomi sijaitsee leveyspiirien 60° ja 70° välissä ja suurin osa väestöä asuu likimain merenpinnan tasolla. Ihmiset viettävät keskimäärin 80 % ajas-

taan sisällä, minkä vuoksi vuosiannosta laskettaessa on otettava huomioon myös asuinrakennusten rakenteiden säteilyä vaimentava vaikutus. Vaikutus huomioidaan sisällä vietetyn ajan ja ns. suojauskerroimen avulla. Keskimääräinen suojauskerroin on 0,8 (UNSCEAR 2008) eli asuntojen rakenteet vaimentavat kosmisen säteilyn annosnopeuden sisätiloissa keskimäärin 80 %:iin ulkona mitatusta kosmisen säteilyn annosnopeudesta.

Kosmisesta säteilystä aiheutuvaa ulkoista säteilyaltistusta arvioitaessa on erikseen huomioitava harvaan ionisoivien varauksisten hiukkasten (lähinnä elektronien ja myonien) ja fotonien sekä tiheään ionisoivan säteilyn (protonit ja raskaat ionit, sisältäen neutronisäteilyn synnyttämät sekundäärihiukkaset) osuus.

Kosmisen säteilyn harvaan ionisoiva komponentti aiheuttaa 32 nSv efektiivisen annoksen tunnissa (UNSCEAR 2008, taulukko 4, sivu 328). Kun rakennuksen suojauskerroin on 0,8 ja sisätiloissa vietetyn ajan osuus 80 % ja ulkona vietetyn ajan osuus 20 %, voidaan laskea harvaan ionisoivan komponentin ja fotonien aiheuttama efektiivinen annos vuodessa:

$$32 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/v} \cdot 0,8 \cdot 0,8 = 0,179 \text{ mSv/v sisätiloissa}$$

$$32 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/v} \cdot 0,2 = 0,056 \text{ mSv/v ulkona}$$

Kosmisen säteilyn tiheään ionisoiva komponentti (neutronisäteily) aiheuttaa 10,9 nSv efektiivisen annoksen tunnissa (UNSCEAR 2008, taulukko 4, sivu 328). Kun rakennuksen suojauskerroin on 0,8 ja sisätiloissa vietetyn ajan osuus 80 % ja ulkona vietetyn ajan osuus 20 %, voidaan laskea neutronien aiheuttama efektiivinen annos vuodessa:

$$10,9 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/v} \cdot 0,8 \cdot 0,8 = 0,061 \text{ mSv/v sisätiloissa}$$

$$10,9 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/v} \cdot 0,2 = 0,019 \text{ mSv/v ulkona}$$

Sekundäärisäteilyn lisäksi kosmisen säteilyn aiheuttamat vuorovaikutukset ilmakehässä saavat aikaan kosmogeenisia radionuklideja, kuten esimerkiksi hiili-14. Ihmiselle näistä radionuklideista aiheutuu hyvin vähän säteilyaltistusta, noin 0,012 mSv vuodessa. (UNSCEAR 2008)

Harvaan ionisoivien varauksisten hiukkasten, fotonien, tiheään ionisoivan säteilyn sekä kosmogeenisten radionuklidien aiheuttama keskimääräinen efektiivinen annos vuodessa on:

$$(0,179 + 0,056 + 0,061 + 0,019 + 0,012) \text{ mSv/v} = 0,327 \text{ mSv/v}$$

Näin laskettuna suomalaisille aiheutuu kosmisesta säteilystä keskimäärin 0,33 mSv:n suuruinen efektiivinen annos vuodessa.

Lentäminen

Matkustajakoneiden lentokorkeudella kosmisen säteilyn annosnopeus on monikymmenkertainen maanpinnan tasoon nähden. Useimmat lentomatkustajat altistuvat kosmiselle säteilylle vain satunnaisesti ja lyhyitä aikoja kerrallaan, jolloin lisäys tavanomaiseen säteilyaltistukseen vuositasolla on vähäistä. Sen sijaan lentohenkilöstön altistusajat ovat pidempiä, jopa 800 tuntia vuodessa.

Kosmisesta säteilystä lennon aikana aiheutuva annos riippuu lentoajasta, -korkeudesta ja -reitistä sekä kääntäen verrannollisesti auringon aktiivisuudesta. Lentokoneen rakenteet eivät juurikaan vaimenna kosmista säteilyä.

Mitä korkeammalla ja mitä kauempana päiväntasaajasta lennetään, sitä suurempi on kosmisen säteilyn annosnopeus. Mannerten väliset lennot lennetään n. 9–12 km:n korkeudessa. Kun lennetään leveyspiirillä 50° (vastaa lentoa Pohjois-Euroopan ja Pohjois-Amerikan välillä), on annosnopeus yleensä n. 4–8 $\mu\text{Sv/h}$. Lennettäessä lähempänä päiväntasaajaa on annosnopeus n. 4 $\mu\text{Sv/h}$. Lyhyemmät lennot lennetään n. 7,5–10 km korkeudessa, jolloin annosnopeus on tyypillisesti noin 3 $\mu\text{Sv/h}$. (UNSCEAR 2008)

Taulukko 6. Lennon aikana aiheutunut efektiivinen annos eräillä lentoreiteillä auringon aktiivisuuden ollessa pienimmillään. Efektiivinen annos on laskettu ohjelmallisesti. (EC Radiation Protection 88, 1997)

Lentoreitti	Lennon kesto (min)	Efektiivinen annos (μSv)
Helsinki–Frankfurt	160	10
Tukholma–Wien	140	8,2
Tukholma–Tokio	605	51
Bryssel–Singapore	675	30
Amsterdam–Vancouver	645	70

Auringonpurkaus voi lyhytaikaisesti nostaa annosnopeutta lentokoneessa. Purkausten aiheuttama lisäys kosmisen säteilyn annosnopeuteen on pitkällä aikavälillä arvioitu olevan muutaman prosentin luokkaa tyypillisillä lentokorkeuksilla.

Suomalaisille lentomatkustajille aiheutuvaa vuotuista keskimääräistä säteilyaltistusta ei ole arvioitu. Englannissa tehdyn tutkimuksen mukaan englantilaisille aiheutuu vuodessa keskimäärin 0,03 mSv:n efektiivinen annos lentomatkailusta (UNSCEAR 2008). Tätä ei voida suoraan käyttää arviona muiden maiden väestön altistuksesta, mutta se antaa kuvan suuruusluokasta.

2.3 Sisäinen säteilyaltistus – luonnonnuklidit

Ihmiset saavat elimistöönsä luonnon radioaktiivisia aineita ruuan, juomaveden ja hengityksen kautta. Merkittävimmän sisäisen säteilyn annoksen aiheuttaa hengitysilmassa esiintyvä radon, joka aiheuttaa maapallon väestölle keskimäärin 1,15 mSv:n vuotuisen efektiivisen annoksen (hengitysilman radonia käsitellään erikseen kohdassa 2.1). Hengitysilman välityksellä saatu vuosiannos ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen pitkäikäisistä radionuklideista arvioidaan olevan noin 0,006 mSv. Ruuan ja juomaveden kautta saadut luonnon radioaktiiviset aineet aiheuttavat maapallon väestölle vuodessa keskimäärin 0,29 mSv:n efektiivisen annoksen, josta 0,17 mSv aiheutuu ^{40}K :stä ja 0,12 mSv ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen radionuklideista. (UNSCEAR 2008)

Suomalaisille aiheutuu ruuan ja juomaveden kautta saaduista ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen radionuklideista 0,15 mSv:n vuotuinen efektiivinen annos. Elin-
tarvikkeista aiheutuu noin 0,10 mSv:n vuotuinen annos ja juomavedestä noin 0,05 mSv/v. Kun näihin arvoihin lisätään ^{40}K :stä aiheutuva annos, 0,17 mSv/v, saadaan luonnon nuklidien aiheuttamaksi sisäisen säteilyn annokseksi keskimäärin 0,32 mSv vuodessa.

Suomessa käytetään yleisesti talousvetenä pohjavettä, joka sisältää pintavettä enemmän luonnon radionuklideja. Siksi talousveden osuus on syytä tutkia erikseen suomalaisten säteilyannosta arvioidessa. Arvioiden taustaa on selvitetty tarkemmin seuraavissa kappaleissa.

Kalium-40

Aikuisen (ikä ≥ 15 vuotta) painosta on noin 0,18 % kaliumia, josta radioaktiivisen isotoopin ^{40}K osuus on $1,17 \cdot 10^{-4}$. Isotoopin ^{40}K ominaisaktiivisuus on $2,65 \cdot 10^8$ Bq/kg ja annoskerroin 3 (mSv/v)/(Bq/kg) (NCRP, 1987). Noin 70-kiloisessa ihmisessä ^{40}K :tä on 14,7 mg ja se aiheuttaa vuosittain noin 0,17 mSv:n sisäisen säteilyn annoksen. Lapsissa (ikä < 15 vuotta) kaliumia on enemmän, noin 0,2 % painosta ja siitä aiheutuu vuosittain noin 0,185 mSv:n annos (UNSCEAR 2008). Kaliumin saanti on tasapainossa sen erittymisen kanssa, joten ravinnon tai juomaveden kaliumpitoisuudella ei ole vaikutusta annokseen.

Uraani- ja toriumsarjan nuklidit elintarvikkeissa

Elintarvikkeissa on aina pieniä määriä luonnon radioaktiivisia aineita. Niitä kulkeutuu kasveihin maaperästä samalla kun kasvi ottaa ravinteita juuristol-

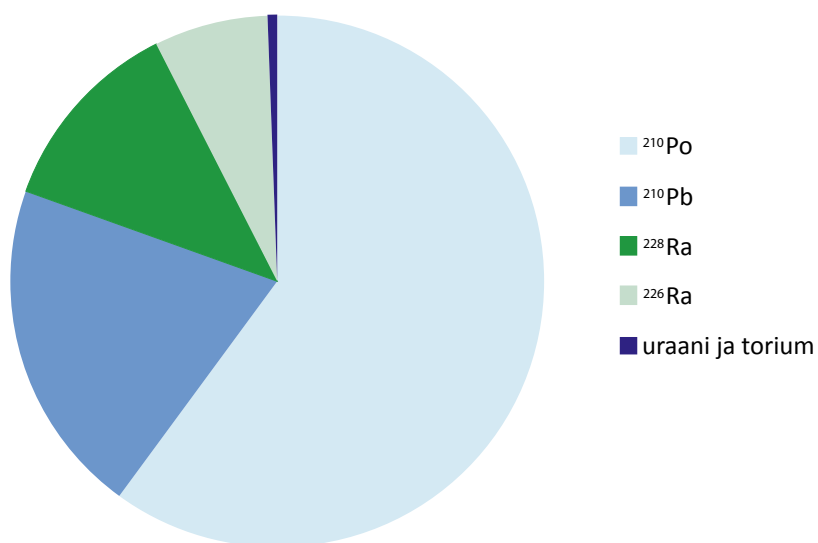
laan. ^{238}U -sarjan isotooppeja ^{210}Pb ja ^{210}Po , jotka ovat radonin pitkäikäisiä hajoamistuotteita, deponoituu myös suoraan esim. lehtivihannesten pinnoille ilmasta. Lannoitteissa esiintyy luonnon radioaktiivisia aineita, jotka voivat hieman lisätä kasvien luonnonnuklidipitoisuutta. Tuotantoeläinten lihaan ja kananmuniin luonnon radioaktiiviset aineet siirtyvät eläinten käyttämän rehun, ravinnelisien ja juomaveden mukana.

Suomessa syötävien elintarvikkeiden sisältämistä luonnon radioaktiivisista aineista tietoa on lähinnä poron ja riistan osalta, mutta tietoa on vain vähän yleisesti käytetyistä elintarvikkeista. Aiemmat annosarviot ovat pohjautuneet UNSCEARin raportoihin elintarvikkeiden maailmanlaajuisiin referenssipitoisuuksiin sekä suomalaisiin kulutustilastoihin (Myllymaa 2003). Vuonna 2010 valmistui tutkimus kotimaisen viljan sisältämistä luonnon radioaktiivisista aineista. Mitatut pitoisuudet poikkesivat jonkin verran UNSCEARin referenssipitoisuuksista (Turtiainen ja Kostiainen 2013). Marjojen ja sienien sisältämistä luonnon radioaktiivisista aineista on olemassa niin ikään uutta tietoa (Vaaramaa et al. 2009, Turtiainen et al. 2014).

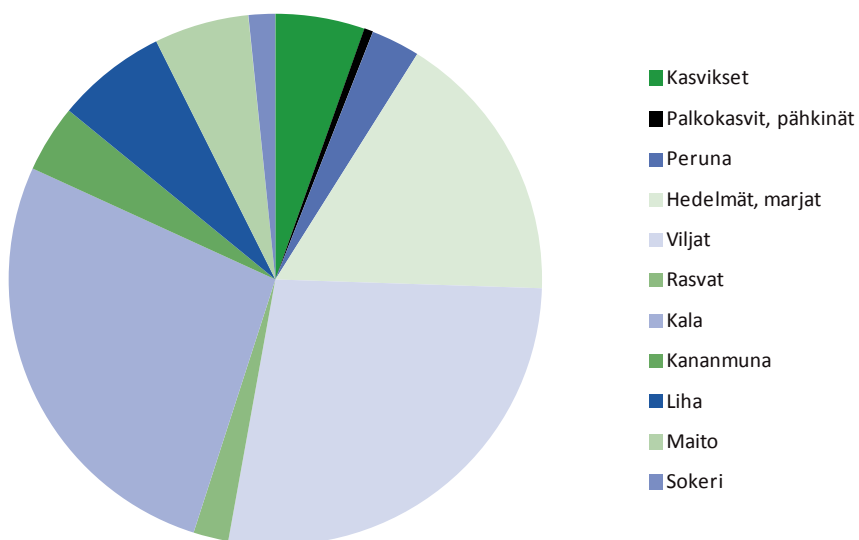
Terveysten- ja hyvinvoinnin laitos (entinen Kansanterveyslaitos) on seurannut suomalaisten ruuan käyttöä vuodesta 1982 lähtien Finravinto-tutkimuksilla. Viimeisin tutkimus julkaistiin 2008, ja sen perusteella merkittävimmät raaka-aineet ruokavaliossa ovat kasvikset (140 g/vrk), peruna (100 g/vrk), viljat (160 g/vrk), liha (130 g/vrk), maito (460 g/vrk), juomat (1 700 g/vrk) sekä alkoholijuomat (130 g/vrk) (Paturi ym. 2008).

Finravinto 2007 -tutkimuksen, STUKin omien elintarviketutkimusten sekä UNSCEARin referenssipitoisuuksien perusteella ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen radionuklidit ruuassa aiheuttavat suomalaisille keskimäärin 0,1 mSv:n efektiivisen annoksen vuodessa. Merkittävin radioaktiivinen aine on ^{210}Po , jonka osuus annoksesta on noin 60 % (Kuva 5). Loppuosuus annoksesta koostuu lähinnä isotooppeista ^{210}Pb (20 %), ^{228}Ra (12 %) ja ^{226}Ra (7 %).

Merkittävimmät elintarvikeryhmät annoksen kannalta ovat kala, viljat sekä hedelmät ja marjat (Kuva 6). Suurin osa arviossa käytetyistä pitoisuuksista perustuu UNSCEAR 2000:ssa esitettyihin referenssipitoisuuksiin, joten STUK jatkaa eri elintarvikeryhmien luonnon radioaktiivisuuspitoisuuksien selvittämistä tulevana vuosina.



Kuva 5. Eri isotooppien osuudet ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen aiheuttamasta, ruuan kautta saadusta sisäisestä annoksesta.



Kuva 6. Eri ruoka-aineryhmien osuudet ^{238}U ja ^{232}Th -sarjojen aiheuttamasta, ruuan kautta saadusta sisäisestä annoksesta.

Oman erityisryhmän muodostavat Lapin poronhoitajat, jotka saavat poronlihan ja sisäelinten mukana huomattavasti enemmän radonin tytärnuklideja ^{210}Po ja ^{210}Pb kuin keskimääräinen suomalainen. Poronhoitajien keskimääräisestä ruokavaliosta laskien ^{210}Po :n päiväsaanto oli Solatie ym. (2005) tutkimuksen mukaan luokkaa 1,6 Bq. ^{210}Pb :n päiväsaanto oli Kaurasen ja Miettisen (1969) tutkimuksen mukaan 0,32 Bq. Polonium-210:n saanto on yli kymmenkertainen verrattuna UNSCEAR 2000:n ilmoittamaan keskimääräiseen saantoon. UNSCEAR 2000:n mukaan ^{210}Po :a ja ^{210}Pb :ä saadaan normaalista ruokavaliosta keskimäärin 0,13 ja 0,08 Bq päivässä.

Uraani- ja toriumsarjan nuklidit talousvedessä

Talousvedessä on aina pieni määrä luonnon radioaktiivisia aineita, jotka ovat lienneet siihen maa- ja kallioperän mineraaleista. Pohjavesi on huomattavasti kauemmin kosketuksissa maa- ja kallioperän kanssa kuin pintavesi, joten sen mineraali- ja siten myös radionuklidipitoisuudet ovat suurempia kuin pintaveden. Kalliopohjavesi on tyypillisesti hyvin vanhaa ja siksi siinä voi esiintyä radionuklideja pitoisuuksina, jotka ylittävät terveysperusteiset enimmäisarvot.

Vesilaitosten jakamasta vedestä noin 65 % on pohjavettä tai tekopohjavettä ja muu on pintavettä. Vesilaitokset käyttävät vain harvoin kalliopohjavettä vesilähteenään, ja silloin on useimmiten kyse pienistä laitoksista. Osa radionuklideista myös poistuu vesilaitoksilla normaalin vedenkäsittelyn yhteydessä (Hämäläinen et al. 2004). Yli 91 % suomalaisista on vesilaitosten vesijakelun piirissä. Loput, noin puoli miljoonaa suomalaista saa talousvetensä kaivoista.

Eniten annosta aiheutuu uraanisarjan nuklideista ^{222}Rn (radon), ^{210}Po (polonium), ^{210}Pb (lyijy), ^{226}Ra ja uraanin isotoopeista ^{234}U ja ^{238}U . Toriumsarjan nuklideista ainoastaan ^{228}Ra on merkittävä säteilyannoksen aiheuttaja ja otettava huomioon annosta arvioitaessa. Sen pitoisuuksia on tutkittu tarkemmin vain porakaivoista. Vesilaitosten ja rengaskaivojen osalta on oletettu ^{228}Ra -pitoisuuden olevan sama kuin ^{226}Ra :n pitoisuus. Toriumin isotoopit ovat hyvin niukaliukoisia, ja niiden aiheuttama annos on vähäinen.

Kaasumainen radon (^{222}Rn) aiheuttaa sisäisen säteilyannoksen sekä nautittuna että hengitysilman kautta. Talousveden sisältämä radon vapautuu veden käytön yhteydessä osittain huoneilmaan, erityisesti suihkun ja veden kuumentamisen yhteydessä. Talousvedestä vapautuneen radonin aiheuttamaa, hengityksen kautta saatua annosta ei kuitenkaan ole huomioitu taulukoissa 7 ja 9, vaan se on sisällytetty sisäilman radonin aiheuttamaan annokseen (ks. kohta 2.1). Koska radon poistuu vedestä lähes kokonaan veden keittämisen yhteydessä, on taulukoiden 7 ja 9 annokseen huomioitu radonin osalta vain juomaveden kulutus. Muut veden radionuklidit eivät höyrysty vedestä ruuan valmistuksen

aikana. Tämän vuoksi niiden saanti lasketaan juomaveden, vedestä valmistettujen juomien (esim. kahvi ja tee) sekä ruokaan lisätyn veden määrästä.

Juomaveden kulutus vaihtelee asuinpaikan, iän ja sukupuolen mukaan. Eniten juomavettä nauttivat 25–34-vuotiaat naiset, 0,93 litraa päivässä. Vähiten taas vettä juovat yli 65-vuotiaat miehet, noin 0,44 litraa päivässä (Finravinto 2007). Väestöpainotettu juomaveden saanti aikuisväestön (ikä 24–74) keskuudessa on keskimäärin 0,67 litraa päivässä. Muikku ym. (2009) selvittivät suomalaisten hanaveden kulutuksen ruuan- ja juomien valmistuksessa ja juomavetenä. Miehet nauttivat ruuan ja juoman mukana hanavettä keskimäärin 1,9 litraa ja naiset 2 litraa päivässä.

Taulukko 7. Luonnon radionuklidien pitoisuuksien keskiarvot talousvedessä ja eri vesilähteitä käyttävien osuus väestössä (Vesterbacka et al. 2004, Mäkeläinen et al. 2001, Vesterbacka et al. 2006, Turtiainen et al. 2011). Vesilaitos- ja rengaskaivovesissä ^{228}Ra :n pitoisuus on arvioitu samaksi kuin ^{226}Ra :n pitoisuus.

Radionuklidien pitoisuudet (Bq/l)	Porakaivot	Rengaskaivot	Vesilaitokset
^{222}Rn	460	50	27
^{234}U	0,35	0,020	0,010
^{238}U	0,26	0,015	0,007
^{226}Ra	0,050	0,016	0,003
^{228}Ra	0,034	0,016	0,003
^{210}Po	0,048	0,007	0,003
^{210}Pb	0,040	0,013	0,003
Osuus käyttäjistä	3,6 %	5,4 %	91 %

Taulukko 8. Sisäisesti nautitun juomaveden luonnonnuklidien annosmuuntokertoimet (Sv/Bq) eri-ikäisille henkilöille (National Research Council 1999, ICRP Publication 72).

	Ikä ≤ 1 v	1–2 v	2–7 v	7–2 v	12–17 v	> 17 v
^{222}Rn	4,0E-08	2,3E-08	1,0E-08	5,9E-09	4,2E-09	3,5E-09
^{234}U	3,7E-07	1,3E-07	8,8E-08	7,4E-08	7,4E-08	4,9E-08
^{238}U	3,4E-07	1,2E-07	8,0E-08	6,8E-08	6,7E-08	4,5E-08
^{226}Ra	4,7E-06	9,6E-07	6,2E-07	8,0E-07	1,5E-06	2,8E-07
^{228}Ra	3,0E-05	5,7E-06	3,4E-06	3,9E-06	5,3E-06	6,9E-07
^{210}Po	2,6E-05	8,8E-06	4,4E-06	2,6E-06	1,6E-06	1,2E-06
^{210}Pb	8,4E-06	3,6E-06	2,2E-06	1,9E-06	1,9E-06	6,9E-07

Taulukko 9. Eri-ikäisten suomalaisten talousvedestä ruuan ja juoman kautta saama efektiivinen vuosiannos. Pitoisuudet taulukosta 7 ja muuntokertoimet taulukosta 8. Juomaveden kulutus on Finravinto 2007 -tutkimuksesta, kaiken talousveden kulutus tutkimuksesta Muikku et al. 2009. Lasten vedenkulutus on arvioitu päivittäisestä vedentarpeesta (Grandjean 2005). Alle 1-vuotiaiden annosta ei ole arvioitu, koska tyypillisesti nämä lapset ovat rintaruokinnassa.

Keskimääräinen talousvedestä saatava annos (mSv/v)						
	1–2 v	2–7 v	7–12 v	12–17 v	> 17 v	Ikäpainotettu arvio
²²² Rn	1,0E-01	5,7E-02	4,4E-02	3,9E-02	3,8E-02	4,0E-02
²³⁴ U	8,4E-04	7,5E-04	8,3E-04	1,0E-03	7,8E-04	8,0E-04
²³⁸ U	5,8E-04	5,1E-04	5,7E-04	7,0E-04	5,4E-04	5,5E-04
²²⁶ Ra	1,5E-03	1,3E-03	2,2E-03	5,0E-03	1,1E-03	1,4E-03
²²⁸ Ra	7,9E-03	6,2E-03	9,4E-03	1,6E-02	2,4E-03	3,8E-03
²¹⁰ Po	1,2E-02	8,0E-03	6,3E-03	4,8E-03	4,1E-03	4,6E-03
²¹⁰ Pb	5,1E-03	4,1E-03	4,6E-03	5,8E-03	2,4E-03	2,8E-03
Pitkäikäiset nuklidit yhteensä	2,8E-02	2,1E-02	2,4E-02	3,3E-02	1,1E-02	1,4E-02
Kokonaisannos	1,3E-01	7,8E-02	6,8E-02	7,3E-02	4,9E-02	5,4E-02
Pitkäikäisten nuklidien osuus	22 %	27 %	35 %	46 %	23 %	25 %

Ikä vaikuttaa voimakkaasti annosmuuntokertoimien arvoihin. Lasten pienempi vedenkulutus ja lapsuusvuosien suhteellisen pieni osuus ihmisen elinkaaresta kuitenkin aiheuttavat, että ikäpainotettu annosarvio on vain noin 20 % suurempi kuin aikuisen annos. Radiumin isotoopit käyttäytyvät hieman toisin: luuhakuisena niiden annosmuuntokertoimet ovat kasvuvaiheessa olevilla 7–17-vuotiailla suurempia kuin 2–7-vuotiailla, ja ikäpainotettu annos on noin nelinkertainen aikuisen annokseen verrattuna.

Suomalasten talousvedestä saamat annokset vaihtelevat vesilähteen ja käyttömäärien mukaan. Kaikille aikuisille käyttäjille keskiarvo on 0,049 mSv vuodessa. Porakaivonkäyttäjien keskimääräinen vuosiannos on 0,55 mSv, rengaskaivon käyttäjän 0,078 mSv ja vesilaitosveden käyttäjän 0,033 mSv.

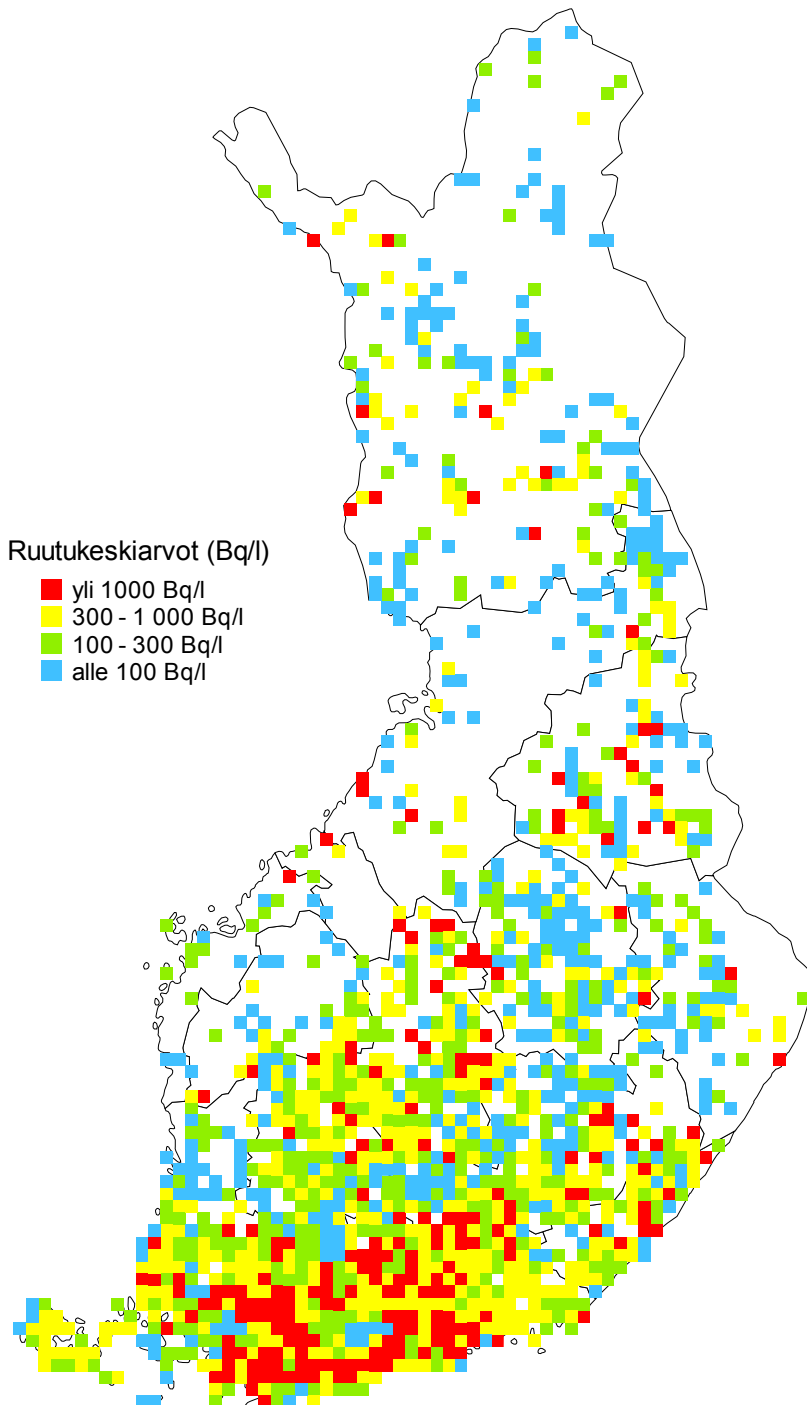
Suurin arvioitu porakaivonkäyttäjän vuotuinen efektiivinen annos on ollut 140 mSv/v. Porakaivovesien korkeita luonnonnuklidipitoisuuksia on Suomessa

kuitenkin pienennetty 1990-luvun loppupuolelta alkaen vedenpuhdistuslaitteilla. 2000-luvun lopulla arvioitiin, että noin 15 %:ssa talouksia, joissa veden radonpitoisuus ylittää enimmäisarvon 1 000 Bq/l, on hankittu radoninpoistolaite (joko ilmastin tai aktiivihiihtisuodatin). Koska radonin osuus porakaivoveden aiheuttamasta annoksesta on noin 75 %, voidaan arvioida, että edellä esitetyt luvut ovat noin 10 % liian suuret. Pitkäikäisten radionuklidien poiston yleisyydestä (esim. ioninvaihtimet ja käänteisosmoosilaitteet) ei vastaavaa arviota ole. Kaivovettä käyttävien talouksien kohdalla tulee muistaa, että kaikkea vettä ei nautita kotona, vaan työpaikoilla, kouluissa ja päivähoidossa, joten edellä esitetyt luvut ovat todellisia arvoja jonkin verran suuremmat.

Porakaivoveden pitoisuudessa on alueellista vaihtelua. Yksittäisiä korkeita pitoisuuksia voi silti esiintyä lähes joka puolella Suomessa (Kuva 7).

UNSCEAR 2000:n arvio maailman keskiarvolle juomaveden pitkäikäisistä radioaktiivisista aineista on noin 0,007 mSv vuodessa (aikuiset). UNSCEAR käyttää vuosikulutukselle arvoa 500 l, kun taas tässä raportissa on käytetty arvoa 710 l. UNSCEARin arvio on siis noin puolet suomalaisten vedenkulutuksella ja pitoisuustasoilla laskettuun arvoon, 0,014 mSv, verrattuna, mutta on samaa luokkaa kuin suomalaisten vesilaitosvettä käyttävien vastaava luku, 0,008 mSv. Suomalaisten suuremmat annokset johtuvatkin erityisesti porakaivoveden suurista luonnonnuklidipitoisuuksista. Vaikka porakaivoa käyttävien osuus väestöstä on alle 4 %, on heidän osuutensa vedestä aiheutuvasta kollektiivisesta annoksesta vajaa 40 %.

Suomessa radon aiheuttaa yli puolet vedestä saatavasta annoksesta. On arvioitu, että rengaskaivojen veden käyttäjille noin 60 % ja porakaivojen käyttäjille noin 75 % annoksesta aiheutuu radonista (Vesterbacka et al. 2004).



Kuva 7. Porakaivojen radonpitoisuuden keskiarvot Suomessa (Vesterbacka ja Vaaramaa, 2013).

3 Säteilyn lääketieteellinen käyttö tutkimuksissa ja toimenpiteissä

3.1 Isotooppitutkimukset

STUK on tehnyt selvityksen radiolääkkeiden käytöstä Suomessa vuonna 2012. Selvityksen tarkoituksena oli isotooppitutkimuksista potilaille aiheutuvan kollektiivisen efektiivisen annoksen, tutkimusten ja hoitojen lukumäärien ja eri tutkimuksissa ja hoidoissa käytettävien keskimääräisten aktiivisuuksien selvittäminen. Aikuisille ja lapsille tehty tutkimukset pyydettiin ilmoittamaan erikseen. Myös tieteelliset tutkimukset niin terveille vapaaehtoisille kuin potilaille tehty pyydettiin ilmoittamaan erikseen.

Säteilyannokset on laskettu käyttäen pääasiassa ICRP:n julkaisuissa 80 ja 106 annettuja muuntokertoimia. Niille radioaktiivisille lääkeaineille, joille ei ole annettu kerrointa ICRP:n julkaisuissa, käytettiin tuoteselosteessa annettua tai kirjallisuudesta saatua muuntokerrointa. Lapsia ovat tässä selvityksessä alle 16-vuotiaat. Lasten ikäjakaumaa ei selvitetty tarkemmin.

Vuonna 2012 Suomessa tehtiin 40 907 isotooppitutkimusta. Isotooppitutkimusten määrä 1 000 asukasta kohti oli 7,5 (7,7 vuonna 2006). Vuonna 2012 tehtiin 6 354 positroniemiisiotietokonetomografiatutkimusta (PET) (2 538 vuonna 2006). (Korpela 2008, Kaijaluoto 2014)

Vuonna 2012 isotooppitutkimuksista radioaktiivisista lääkkeistä potilaille aiheutunut kollektiivinen efektiivinen annos oli 150,3 manSv (159,6 vuonna 2006) ja tästä aiheutunut keskimääräinen efektiivinen annos kansalaista kohti 0,03 mSv, mikä on pysynyt samana vuodesta 2000. Yhdistelmäkuvaukset tietokonetomografian kanssa (PET-TT) ovat uusi ryhmä kymmenen kollektiivisen säteilyaltistuksen kannalta merkittävimmän isotooppitutkimuksen joukossa (Taulukko 10). (Korpela 2008, Kaijaluoto 2014)

Taulukossa 10 on esitetty kymmenen kollektiivisen säteilyaltistuksen kannalta merkittävintä yksittäistä isotooppitutkimusta vuonna 2012. Vertailussa on otettu huomioon ainoastaan radioaktiivista lääkkeitä aiheutunut altistus (Kajaluoto 2014).

Tutkimus/radioaktiivinen lääkeaine	Tutkimusten lukumäärä	Keskimääräinen efektiivinen annos tutkimusta kohti (mSv)	Kollektiivinen efektiivinen annos (manSv)	Osuus kollektiivisesta annoksesta (%)
Luusto gammakuvaus /Tc-99m-fosfaatit ja fosfonaatit	11 686	3,6	41,72	27,8
Koko kehon aineenvaihdunnan PET, PET-TT, PET-MRI / F-18-FDG	3 024	6,4	19,23	12,8
Sydänlihasperfuusion gammakuvaus levossa ja rasituksessa / TI-201-kloridi	579	24,4	14,14	9,4
Sydänlihasperfuusion gammakuvaus tai SPECT ja matala- annos TT levossa ja rasituksessa / Tc-99m-tetrofosmiini	2 228	5,4	11,98	8,0
Yläkehon aineenvaihdunnan PET, PET-TT, PET-MRI / F-18-FDG	1 325	5,6	7,37	4,9
Lisäkilpirauhasen laaja gammakuvaus tai SPECT ja matala-annos-TT, 2 isotooppia /Tc-99m-MIBI ja I-123-jodidi	607	9,4	5,74	3,8
Sydämen pumpputoiminnan tasapainotila /Tc-99m-erytrosyytit	1 016	5,1	5,15	3,4
Sydänlihasperfuusion gammakuvaus tai SPECT ja matala-annos-TT rasituksessa /Tc-99m-tetrofosmiini	1 144	3,8	4,30	2,9
Kilpirauhasmetastaasien gammakuvaus (koko keho) / I-131-jodidi	344	9,6	4,39	2,9
Aivoreseptoreiden tai kuljettajaproteiinien gammakuvaus / I-123-β-CIT	414	8,6	3,57	2,4

Eurooppalaisen väestöannoksen selvityksessä Dose Datamed 2 -projektissa on arvioitu, että isotooppitutkimuksista aiheutuva kollektiivinen efektiivinen annos on keskimäärin 0,06 mSv kansalaista kohden vaihdellen välillä 0,02–0,16. Tutkimusten määrä oli selvityksen mukaan keskimäärin 14 tutkimusta 1 000 kansalaista kohden vaihdellen välillä 1–42.

3.2 Röntgentutkimukset

Potilasannos röntgentutkimuksissa ja -toimenpiteissä (efektiivinen annos) voidaan laskea potilasannosmittausten ja elinkohtaisten annosmuuntokertoimien avulla saaduista elinannoksista (ekvivalenttiannoksista) käyttäen ICRP:n julkaisemia kudosten ja elinten painotuskertoimia (Liite 1).

Eurooppalaiset väestöannokset on selvitetty Dose Datamed 2 -projektissa, jonka alustavat tulokset on julkaistu projektin verkkosivuilla osoitteessa www.ddmed.eu. Selvityksessä oli mukana 36 Euroopan maata. Projektin mukaan röntgentutkimuksista ja -toimenpiteistä aiheutuu vuotuinen 2 460 mSv kollektiivinen efektiivinen annos. Vastaava keskimääräinen efektiivinen annos kansalaista kohden on 0,45 mSv. Euroopan maiden keskiarvo on 1,1 mSv per henkilö. Suomessa potilaan efektiivisestä annoksesta lähes 60 % aiheutuu tietokonetomografiatutkimuksista.

Röntgentutkimusten ja -toimenpiteiden lukumäärät on viimeksi selvitetty vuoden 2011 osalta (Helasvuo 2013). Selvityksen mukaan Suomessa tehdään vuosittain hieman yli 3,6 miljoonaa röntgentutkimusta tai toimenpidettä. Noin 9 % kaikista röntgentutkimuksista tehdään lapsille (ikä alle 16 vuotta). Edellä mainitussa lukumäärässä ei ole mukana tavanomaisia hammasröntgentutkimuksia, joita tehdään vajaa 2,5 miljoonaa vuosittain. Suomi on varsin lähellä kehittyneiden maiden keskiarvoa, kun tarkastellaan tutkimusmääriä väkilukuun suhteutettuna.

Säteilyn lääketieteellisestä käytöstä annetussa Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa (423/2000) säädetään, että röntgentutkimuksista potilaille aiheutuvia säteilyannoksia tulee säännöllisesti mitata tai arvioida laskennallisesti. Tutkimusmääristä ja säteilyannoksista tulee tehdä erikseen annettavien ohjeiden mukaan yhteenvedot, joiden perusteella laaditaan valtakunnalliset arviot säteilyn lääketieteellisestä käytöstä aiheutuneista säteilyaltistuksista ja niiden kehittymisestä. Nämä ovat toiminnanharjoittajille säädettyjä velvollisuuksia, jotka tulevat takaamaan potilaan säteilyaltistuksen systemaattisen seurannan. Kyseisessä asetuksessa STUKin tehtäväksi on säädetty valtakunnallisten arvioiden kokoaminen ja julkaiseminen.

4 Keinotekoiset nuklidit – Tšernobyl, Fukushima ja ydinasekokeet

Ilmakehässä on tehty kaikkiaan 512 ydinräjäytystä useilla eri koepaikoilla. Valtaosa näistä kokeista tehtiin vuosina 1945–1963. Viimeiset ydinasekokeet tehtiin vuonna 1980. Osa syntyneistä radioaktiivisista aineista kohosi räjähdysten voimasta ilmakehän ylempiin kerroksiin, josta se vähitellen vuosien kuluessa laskeutui maahan. Eniten laskeumaa tuli 1960-luvun alkupuolella ilmakehässä tehtyjen räjäytysten jälkeen. Säteilyannosten kannalta laskeuman radioaktiivisista aineista tärkeimmät ovat ^{137}Cs ja ^{90}Sr . Niiden esiintymistä maaperässä, elintarvikkeissa ja ihmisissä on seurattu 1960-luvun alkupuolelta lähtien.

Vuonna 1986 huhtikuun lopussa tapahtuneen Tšernobylin onnettomuuden seurauksena ympäristöön päässeitä radioaktiivisia aineita kulkeutui kaikkialle Eurooppaan. Vaurioituneesta reaktorista vapautuneita radioaktiivisia aineita kulkeutui tuulen mukana parissa päivässä Suomeen, joten radioaktiivisia aineita sisältävässä pilvessä oli myös lyhytikäisiä nuklideja. Ilmassa oli mm. jodin (^{131}I , ^{132}I , ^{133}I), telluurin ($^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te) ja cesiumin (^{134}Cs , ^{136}Cs) ja ruteenin (^{103}Ru , ^{106}Ru) isotooppeja. Koska radioaktiivinen pilvi oli Suomen yllä vain lyhyen ajan, ihmiset saivat hengitysilmaasta kehoonsa vain hyvin pieniä määriä radionuklideja ja siten myös hengitysilmassa olleista radionuklideista aiheutunut säteilyannos jäi pieneksi. Samasta syystä myös ulkoisen säteilyn annos jäi pieneksi. Lyhytikäiset radioaktiiviset aineet ovat jo hävinneet luonnosta, mutta pitkäikäisiä radioaktiivisia aineita kuten ^{137}Cs ja ^{90}Sr on yhä ympäristössä. Tšernobylin laskeumassa oli kuitenkin erittäin vähän ^{90}Sr :ää, joten sen aiheuttama annos jäi erittäin pieneksi. Radioaktiivisten aineiden esiintymistä maaperässä, elintarvikkeissa ja ihmisissä on seurattu onnettomuudesta lähtien.

Japanin edustalla maaliskuun yhdentenätoista päivänä 2011 tapahtuneen maanjäristyksen nostattama tsunami vaurioitti pahoin Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosta. Vaurioiden seurauksena menetettiin reaktoreiden jäähdytys ja onnettomuuden edetessä ympäristöön vapautui usean päivän ajan merkittäviä määriä radioaktiivisia aineita. Ilmaan vapautuneet aineet levisivät ilmapvirtausten mukana pääasiallisesti itään ylittäen Tyynenmeren, Pohjois-Amerikan mantereeseen ja Atlantin saapuen noin viikon kuluttua onnettomuuden alusta myös Eurooppaan. Päästöpilven kulkureitillä tehdyt mittaukset osoittivat radioaktiivisten aineiden pitoisuuksien olevan niin pieniä, ettei niillä Japanin ulkopuolella ollut mitään terveydellistä merkitystä. Suomessa onnettomuudesta peräisin olevia radioaktiivisia aineita havaittiin pieniä määriä ulkoilmassa kaikkialla maassa (Leppänen A-P et al. 2013) sekä satunnaisesti

laskeumanäytteissä ja metsäympäristön näytteissä. Talousvedessä, maidossa ja muissa kaupan olevissa elintarvikkeissa ei havaittu Fukushima onnettomuudesta peräisin olevia radioaktiivisia aineita. Fukushima onnettomuuden aiheuttama lisäys suomalaisten vuosittaiseen säteilyannokseen on merkityksettömän pieni (Mustonen 2012).

4.1 Tšernobylin onnettomuuden aiheuttama ulkoisen säteilyn annos

Tšernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuma nosti ulkoisen säteilyn annosnopeutta ennen kaikkea Etelä-Suomessa. Ajoneuvoon sijoitetuilla mittalaitteilla vuosina 1986–1987 tehtyjen mittausten (Arvela 1990) perusteella Tšernobyl-laskeuman aiheuttama annosnopeuden lisäys Suomen kunnissa vaihteli 1.10.1987 välillä 1,8–130 nSv/h. Alun perin absorptioannosnopeuksina ilmassa ilmoitetut annosnopeudet on tässä muutettu efektiivisiksi annosnopeuksiksi kertomalla ne tekijällä 0,7 (UNSCEAR 1993) ja pyöristämällä ne sitten kahteen merkitsevään numeroon. Mittauksia on selostettu tarkemmin mm. edellisessä suomalaisten keskimääräistä säteilyannosta selvittäneessä raportissa (Muikku et al. 2005).

Vuonna 1991 arvioitiin uudelleen Tšernobyl-laskeuman aiheuttamaa annosnopeutta (ks. kuvaus Muikku et al. 2005). Arvioitu ulkoisen annosnopeuden lisäys Tšernobyl-laskeuman takia Suomen kunnissa vaihteli ulkoympäristössä 1.9.1991 välillä 0,7–43 nSv/h koko maan keskiarvon ollessa 8,5 nSv/h (läänikohtaiset arvot on esitetty edellä taulukossa 5). Kun ihmisen oletettiin oleskelevan ulkona 20 % ajasta, seurasi Tšernobyl-laskeuman aiheuttamaksi ulkona saatavaksi efektiiviseksi vuosiannokseksi 0,015 mSv (minimi 0,001 mSv ja maksimi 0,075 mSv).

Rakennuksien sisällä Tšernobyl-laskeuman aiheuttama annosnopeuden nousu on vähäisempää rakennusten suojaavan vaikutuksen takia. Suojausker-toimia on arvioitu ruotsalaisten tutkimusten perusteella (Arvela et al. 1995). Pientaloissa rakennuksen suojaustekijä on arvion mukaan 37 %. Suojaustekijä kertoo, että annosnopeuden lisäys sisällä on 37 % ulkona vallitsevasta lisäyksestä. Kerrostaloissa suojavaikutus on suurempi nousun ollessa vain 4 %. Koko väestölle rakennustyypeillä painotettu suojaustekijä on 26 %.

Edellä kohdassa 2.2 kuvatun sisällä suoritettun annosnopeuskartoituksen kohteissa Tšernobyl-laskeuman sisätiloissa aiheuttaman annosnopeuden vaihteluväli oli 0,07–13 nSv/h vuonna 1991 ja keskimäärin 2,1 nSv/h. Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevan laskeuman aiheuttamaksi keskimääräiseksi efektiiviseksi annokseksi sisätiloissa (80 % oleskeluaika) saatiin 0,015 mSv (minimi 0,0005 mSv ja maksimi 0,093 mSv).

Kun otetaan huomioon sekä ulkona että sisätiloissa oleskelu, Tšernobylin onnettomuuden aiheuttamaksi keskimääräiseksi ulkoisen säteilyn annokseksi vuonna 1991 saatiin 0,030 mSv.

Tšernobyl-laskeuman ulkoisen säteilyn aiheuttamia efektiivisiä annosnopeuksia ja annoksia myöhempinä vuosina on määritetty vuosina 1986, 1987 (Arvela 1990) ja 1991 (Arvela 1995) suoritettujen mittausten ja arvioiden perusteella sekä tarkastelemalla ydinvoimaloiden ympäristöön sijoitettujen dosimetri-
asemien annosnopeustasoja (Arvela 1992) ja näiden käyttäytymiseen sovitettua laskennallista mallia. Menettely on selostettu yksityiskohtaisesti edellisessä annoskakkuraportissa (Muikku et al. 2005).

Liitteen 2 taulukossa on esitetty Tšernobylin onnettomuudesta suomalaisille aiheutuneet keskimääräiset efektiiviset ulkoiset annokset vuosina 1986–2012.

4.2 Tšernobylin onnettomuuden aiheuttama sisäisen säteilyn annos

Vuonna 1986 tapahtuneesta Tšernobylin onnettomuudesta sekä 1950- ja 1960-luvuilla ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista peräisin olevasta laskeumasta aiheutuva sisäisen säteilyn annos on määritetty käyttäen hyväksi joko suorien ihmismittausten tuloksia tai elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksia.

Sisäisen säteilyn aiheuttama annos arvioituna ravinnon kautta

Sisäisen säteilyannoksen suuruus voidaan laskea elintarvikkeiden kulutuksen ja niiden sisältämien radioaktiivisten aineiden määrien avulla (STUK-A211, Liite 2: Sisäisen säteilyn aiheuttaman annoksen määrittäminen (Muikku et al. 2005)). Sisäistä ravinnon kautta saatavaa annosta arvioitaessa lähtökohtana voidaan käyttää joko yksittäisten elintarvikkeiden kulutusmääriä ja aktiivisuuspitoisuuksia tai päivittäisten aterioiden sisältämiä radioaktiivisten aineiden määriä.

Elintarviketuotannon alueellinen jakautuminen, ravintona käytettävän tuotannon määrä sekä tuontielintarvikkeiden osuus ravinnossa on otettava huomioon koko väestön sisäistä annosta laskettaessa. Eri elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksien lisäksi saantia laskettaessa on arvioitava myös eri ruuanvalmistusmenetelmien vaikutus radioaktiivisuutta vähentävänä tekijänä. Tilastollisten keskimääräisten kulutuslukujen sekä alueellisten eri elintarvikkeiden mittauksien perusteella laskettujen keskiarvopitoisuuksien avulla määritetään keskivertokuluttajan saama säteilyannos joko tietyllä alueella tai koko maassa. Tällaisessa laskennassa otetaan mukaan ne elintarvikkeet, joita kulutetaan päivittäin tai joiden radioaktiivisuuspitoisuudet ovat niin korkeita,

että ne vaikuttavat annokseen pieninäkin kulutusmäärinä. Tässä menetelmässä vaikeutena on luotettavien kulutustietojen saatavuus ja valinta. Saatavilla olevat tilastot on laadittu muita ravintotutkimuksia varten ja siksi niiden elintarvikeryhmittelyjä on vaikea soveltaa radioaktiivisuustutkimuksiin. Eri tilastojen antamat kulutusluvut varsinkin luonnontuotteiden osalta poikkeavat huomattavasti toisistaan. Kotitarvekalastuksen, -sienestyksen ja -marjastuksen määrien arviointi on hankalaa ja vuosittaiset vaihtelut suuria. Myös elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksien alueellinen vaihtelu hankaloittaa saannin arviointia. Alueellisia arvioita tehtäessä joudutaan usein oletamaan, että alueella käytetään sen sisällä tuotettuja elintarvikkeita.

¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n saantia ravinnon kautta on arvioitu STUKissa 1970-luvun lopulta lähtien vuosittain. Väestön keskimääräisen saannin laskennan pohjana on käytetty ravintotutkimuksista saatuja elintarvikkeiden keskipituisuuksia sekä koko maan tuotannolla painotettuja radioaktiivisuuden keskipitoisuuksia. Saantia laskettaessa on otettu huomioon ruoan valmistuksen vaikutus radioaktiivisuuspitoisuuksiin. Tšernobylin onnettomuuden jälkeisinä vuosina 1986 ja 1987 keskimääräinen vuotuinen efektiivinen annos ravinnon kautta saadusta ¹³⁷Cs:sta ja ⁹⁰Sr:sta oli noin 0,25 mSv, mutta 2000-luvulla vuotuiset annokset ovat enää luokkaa 0,02 mSv (Rantavaara, 2008). Tässä arviossa mukana olivat maataloustuotteet (maito, liha, kananmuna, vilja, vihannekset ja perunat), juomavesi ja luonnon elintarvikkeista riista ja kala.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan on sisältynyt vuodesta 1999 alkaen ruoka- ja juomanäytteet koko vuorokauden aterioista kolmen paikkakunnan sairaaloiden suurkeittiöistä. Näiden mittausten avulla saadaan radioaktiivisen aineiden saanti, jossa on jo huomioitu ruoan valmistus- ja kulutustekijät. Epävarmuutta tässä menetelmässä tulee näytteenottopäivien dieetin vaihteluista. Tästä syystä näytteenotto on pyritty tekemään päivinä, jolloin ruokavalioloon ei sisälly luonnosta peräisin olevia elintarvikkeita (järvikalaa, riistan- tai poronlihaa, metsämarjoja tai -sieniä), koska näiden vähäisetkin määrät aiheuttavat heilahteluja ruokanäytteiden ¹³⁷Cs-pitoisuuksissa. Luonnontuotteita koskeva saantiarvio joudutaan tekemään erikseen, sillä suurtalouskeittiöissä niitä käytetään vähemmän kuin kotitalouksissa. Myös alueelliset erot luonnontuotteiden osalta ovat huomattavasti suuremmat. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ¹³⁷Cs:sta saama vuosittainen säteilyannos on ollut keskimäärin 0,002 mSv ajanjaksolla 2009–2013 (Mustonen 2010, 2011, 2012 ja 2013).

⁹⁰Sr:n saannista ravinnon kautta saatava säteilyannos oli vuosina 1980–1985 noin 0,002 mSv vuodessa (STUK-A54, 1987). Tšernobylin onnettomuuden jälkeen ⁹⁰Sr:stä aiheutuvan säteilyannoksen lisäys oli pieni, vuosiannokset olivat vuosina 1987–1988 vajaat 0,003 mSv (Rantavaara 1991). Vuosina 2009–2012

suurkeittiöiden ruoasta lasketut ^{90}Sr :stä aiheutuneet vuotuiset säteilyannokset olivat keskimäärin 0,0008 mSv (Mustonen 2010, 2011, 2012, 2013).

Syksyn 1986 riistanlihan, sienten ja metsämarjojen sisältämästä ^{137}Cs :stä aiheutui keskivertokuluttajalle noin 0,014 mSv:n vuotuinen säteilyannos (Rantavaara 1987, Rantavaara et al. 1987). Metsästä saatavien luonnontuotteiden ^{137}Cs -pitoisuudet ovat vähentyneet hitaasti Tšernobylin onnettomuuden jälkeen, lähinnä vain radioaktiivisen hajoamisen kautta. Riistanlihan, metsämarjojen ja sienten ^{137}Cs :stä aiheutuvan säteilyannoksen vuosittaiseen määrään vaikuttavat satokausien vaihtelut sekä riistanlihan saalismäärät. Keskimääräisiä luonnontuotteiden kulutuslukuja käyttäen näistä tuotteista saadaan edelleen vuosittain vajaan 0,01 mSv:n suuruinen säteilyannos, joka jakautuu suunnilleen tasan eri ryhmien kesken. Tämä annos on samaa suuruusluokkaa kuin järvi-kalasta aiheutunut annos vuosina 2000–2003. Laskennassa kulutuslukuina on käytetty metsämarjoille 8,3 kg ja sienille 1,5 kg vuodessa (Markkula ja Rantavaara 1997). Annosarvioon tarvittavat koko maan pitoisuuskeskiarvot marjoille on laskettu käyttäen lajikohtaisia siirtokertoimia ja koko maan depositiokeskiarvoa (Arvela et al. 1990). Sienien osalta annosarvio perustuu yli 2 000 sieninäytteen mittaustuloksiin vuosina 1986–2008. Laskennassa painotettiin eri sienilajien kulutusta seuraavasti: rouskut (25 %), vahverot (38 %), tatit (17 %), haperot (10 %) ja muut sienet (10 %) (Feodoroff 1999). Annoksia laskettaessa rouskujen osalta on huomioitu käsittelyn (keitto/suolaus/liotus) aiheuttama cesiumin väheneminen ja käytetty vähennystekijää 0,2.

Riistanlihaa koskevaa annosarviota tehtäessä on käytetty Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen vuosittain julkaisemia saalistilastoja. Siirtokertoimia ja riistanhoitopiirien depositioita käyttäen on laskettu piirikohtaiset pitoisuuskeskiarvot, joista saalismäärillä painottaen on saatu koko maan pitoisuuskeskiarvot. Näistä pitoisuuskeskiarvoista kokonaissaanti on laskettu kokonaissaa-lismääriä käyttäen. Näin laskettuna riistanlihan ^{137}Cs :sta aiheutuva keskimää-räinen annos henkilöä kohti on 2000-luvun alussa ollut noin 0,003 mSv vuodessa. Riistanlihan, kuten muidenkin luonnontuotteiden kulutus jakautuu kuitenkin hyvin epätasaisesti, joten runsaasti näitä tuotteita käyttävän henkilön sätei-lyannos voi olla yli kymmenkertainen keskivertokuluttajalle laskettuun annok-seen verrattuna.

Sisäisen säteilyn aiheuttama annos suorien ihmismittausten avulla

Suomessa on 1960-luvulta lähtien seurattu suorien gammaspektrometrysten mittausten eli ns. kokokehomittausten avulla väestön altistumista sisäiselle säteilylle. Vuonna 1968 tehtiin ensimmäinen väestöön kohdistuva otantatutkimus, jonka tulosten perusteella arvioitiin väestön vuotuista säteilyaltistusta. Mittausten avulla on voitu seurata sekä ydinasekoikeista että Tšernobylin onnet-

tomuudesta peräisin olevien radioaktiivisten aineiden hidasta poistumista ihmiskehosta.

Pitkällä aikavälillä säteilyannosten kannalta tärkein aine on cesiumin radioaktiivinen isotooppi ^{137}Cs . Suurimmillaan ydinasekokeista aiheutuvat ihmisten ^{137}Cs -aktiivisuudet olivat 1960-luvun puolivälissä, mutta vielä ennen Tšernobylin onnettomuutta ihmisistä voitiin mitata vielä pieniä määriä ^{137}Cs :ää. Keskimääräiset säteilyannokset olivat muutamia millisievertin kymmenesosia. Suomessa on ihmisryhmä, joille ydinkoelaskeuman cesium aiheutti selvästi suuremman sisäisen säteilyn annoksen kuin muille, Lapin poronhoitajat. He saivat cesiumia ravinnon mukana. Suuri cesiumaktiivisuus poronhoitajissa johtui siitä, että ravintoketju jäkälä-poro-ihminen rikastaa cesiumia tehokkaasti. Poronhoitajien saamia sisäisen säteilyn annoksia on seurattu suoraan ihmismittauksin vuodesta 1961 lähtien. Vuosina 1955–1985 poronhoitajien ^{137}Cs :stä saama keskimääräinen efektiivisen annoksen kertymä oli 13 mSv. Ydinkokeista peräisin olevista muista aineista he saivat edellä mainittuna ajanjaksona yhteensä 0,3 mSv:n annoksen. Suurimman vuosittaisen sisäisen säteilyaltistuksen noin 1,5 mSv poronhoitajat saivat vuoden 1965 aikoihin (Kuva 8). Nykyään cesiumista poronhoitajille aiheutuva annos on noin 0,03 mSv vuodessa.

Vuonna 1986 huhtikuun lopussa tapahtuneen Tšernobylin onnettomuuden seurauksena ympäristöön päässeitä radioaktiivisia aineita kulkeutui kaikkialle Eurooppaan. Loppuvuodesta 1986 valittiin satunnaisotannalla suoriin ihmismittauksiin noin 5 000 henkilöä eri puolilta Suomea. Heistä 380 saapui mittaukseen. Mitattavat jaettiin viiteen eri laskeuma-alueita vastaavaan ryhmään. (Rahola et al. 1987). Vuonna 1988 vastaavanlainen otanta tehtiin Helsingin alueella asuvista henkilöistä. Tällöin mittaukseen saapui 180 henkilöä. Helsingin alue jätettiin ensimmäisestä otannasta pois, koska se kuului vähiten laskeumaa saaneeseen alueeseen, joka oli muutenkin hyvin edustettuna otannassa. Satunnaisotannalla otettua ryhmää mitattiin vuosina 1986–1996. Lisäksi mitattiin erityisryhmiä, jotka saivat ruokavaliostaan cesiumia keskimääräistä enemmän. Tällaisia ryhmiä muodostettiin esimerkiksi paljon luonnontuotteita syövästä henkilöistä Päijät-Hämeessä (laskeuma-alue 5) ja Keski-Suomessa (laskeuma-alue 3) sekä Hallan paliskunnan poronhoitajista (Ämmänsaari). Hallan paliskunnan alueelle Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa laskeumaa tuli enemmän kuin Lapin paliskuntien alueelle. Myös 1960-luvulta alkanutta Pohjois-Lapin poronhoitajista koostuvan tutkimusryhmän jäsenten mittaamista jatkettiin (Rahola et al. 1993, Leppänen et al. 2011).

Suomalaisten keskimääräisen efektiivisen annoksen määrittämisessä on käytetty vuosina 1991–2000 vertailuryhmän tuloksia (Muikku et al. 2005). Vuosina 2001–2012 suomalaisten keskimääräinen efektiivisen annoksen määrittämisessä on käytetty kaikkien sellaisten henkilöiden mittaustuloksia, jotka

eivät kuulu mihinkään edellä lueteltuun erityisryhmään. Mitattuja henkilöitä oli vuonna 2012 noin 460, joista noin 310 oli miehiä, 104 naisia ja 50 lapsia (alle 16-vuotiaat). Mitattujen naisten keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus oli noin 130 Bq (mediaani 90 Bq), miesten 180 Bq (mediaani 120 Bq) ja lasten 60 Bq (mediaani 30 Bq). Keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus aikuista henkilöä kohden tässä ryhmässä oli noin 170 Bq (mediaani 110 Bq) suurimman mitatun aktiivisuuden ollessa 2 000 Bq. Mikäli henkilössä oleva ^{137}Cs :n aktiivisuus oli alhaisempi kuin laitteiston havaitsemisraja, käytettiin keskiarvoa laskettaessa aktiivisuuden arvona havaitsemisrajan puolikasta. Mitatussa joukossa on enemmän miehiä kuin naisia ja lapsia ja siten määritetty keskiarvo on hieman todellista suurempi.

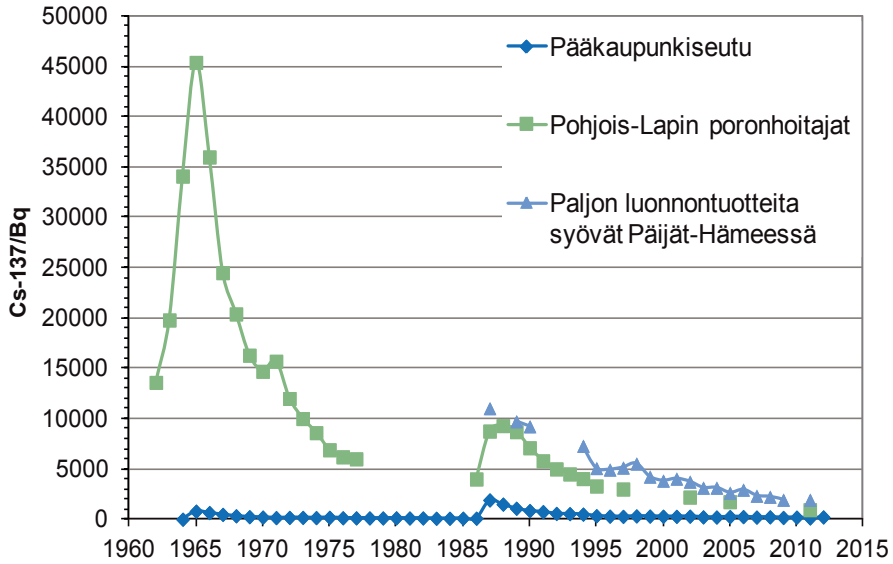
Annosmäärittämisessä oletetaan, että ihmisessä olevan ^{137}Cs :n määrä on pysynyt vuoden aikana vakiona. Kun annoskertoimenä käytetään ICRP:n uudempiin malleihin perustuvaa efektiivisen annoksen annosmuuntokerrointa $2,3 \text{ } \mu\text{Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{v}/\text{kg})$, saadaan vuonna 2012 suomalaisille keskimääräisestä ^{137}Cs -aktiivisuudesta aiheutuvaksi annokseksi

Kertoimen laskuperusteet on selvitetty raportissa STUK-A211 (Muikku et al. 2005).

$$170 \text{ Bq} / 78 \text{ kg} \cdot 2,3 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} / (\text{Bq} \cdot \text{v} / \text{kg}) = 0,005 \text{ mSv}$$

Vuonna 2012 ei mitattu erityisryhmiä, mutta vuonna 2011 mitattiin sekä paljon luonnontuotteita Päijät-Hämeessä syövästä henkilöistä muodostuva ryhmä että Pohjois-Lapin poronhoitajaryhmä. Keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus Päijät-Hämeen ryhmän henkilöissä oli 1 900 Bq (Kuva 8) aktiivisuuden vaihdella välillä 80–25 000 Bq. Korkeimman mitatun ^{137}Cs -aktiivisuuden aiheuttama efektiivinen annos on 0,65 mSv. Tämän ryhmän keskimäärin saama annos on noin 0,06 mSv. Pohjois-Lapin poronhoitajista koostuvan ryhmän aikuisten keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus oli 950 Bq aktiivisuuden vaihdella välillä 160–3 000 Bq. Tässä ryhmässä korkeimman mitatun ^{137}Cs -aktiivisuuden aiheuttama annos on 0,07 mSv ja ryhmän keskimäärin saama annos on 0,03 mSv.

Paljon luonnontuotteita syövien keskisuomalaisten ravintotottumuksia ja ^{137}Cs -saantoa selvitettiin vuosina 1998–2001 suorien ihmismittausten lisäksi myös frekvenssihaastattelun avulla. Tulosten mukaan erot sisävesikalan, riistan, sienien ja metsämarjojen kulutuksessa aiheuttavat suurta vaihtelua ^{137}Cs -saantoon. Luonnontuotteiden aiheuttamaa säteilyannos laskettiin sekä suorien mittausten että saantoselvityksen perusteella. Saantotutkimukseen perustuvat annokset olivat 1,4-kertaisia kokokehomittauksiin perustuviin annosarvioihin verrattuna. Tämä ero on kuitenkin osittain selitettävissä ruoanvalmistuksessa tapahtuvalla ^{137}Cs -hävikillä, jota ei ole otettu huomioon muiden kuin rouskujen osalta (Murto 2001).



Kuva 8. ^{137}Cs :n aktiivisuus henkilöä kohden Helsingin väestöä edustavassa vertailuryhmässä, Pohjois-Lapin poronhoitajissa sekä paljon luonnontuotteita syövissä ryhmässä Päijät-Hämeessä.

5 Muita suomalaisten säteilyannokseen vaikuttavia tekijöitä

Suomalaisten ydinvoimalaitosten päästöjä ympäristöön sekä niistä väestölle aiheutuvia annoksia valvotaan. Radioaktiivisten aineiden päästöt sekä Loviisan että Olkiluodon ydinvoimalaitoksilta ympäristöön olivat vuonna 2012 huomattavasti alle asetettujen päästörajojen. Päästörajojen tarkoituksena on laitosten käytöstä aiheutuvan ympäristön väestön yksilöiden vuotuisen säteilyaltistuksen rajoittaminen selvästi alle valtioneuvoston päätöksessä (395/1991) määritellyn raja-arvon, 0,1 mSv. Päästöjen perusteella laskettu säteilyannos Loviisan ydinvoimalaitoksen ympäristön eniten altistuneelle asukkaalle oli noin 0,00007 mSv/v eli alle 0,1 % asetetusta rajasta. Vastaavasti päästöjen perusteella laskettu säteilyannos Olkiluodon ydinvoimalaitoksen ympäristön eniten altistuneelle asukkaalle oli noin 0,00003 mSv eli myös alle 0,1 % valtioneuvoston päätöksessä asetetusta rajasta (Kainulainen 2013).

Työssään säteilylle altistuvien henkilöiden säteilyannoksia ei ole huomioitu väestön altistusravioissa. Suomessa seurataan vuosittain noin 11 400 säteilytyössä toimivan henkilön ja noin 3 600 luonnonsäteilylle työssään altistuvan säteilyannoksia. Työssään säteilylle altistuvien henkilöiden annokset julkaistaan vuosittain säteilyn käytön ja muun säteilylle altistavan toiminnan vuosiraportissa (Rantanen 2013). Kenenkään työntekijän efektiivinen annos ei vuonna 2012 ylittänyt työntekijöiden vuosiannosrajaa 50 mSv eikä viiden vuoden ajanjaksolle asetettua annosrajaa 100 mSv. Yhdenkään työntekijän käsien annos ei ylittänyt vuosiannosrajaa 500 mSv. Vuodelta 2012 kirjattiin STUKin annosrekisteriin myös seitsemän lentoyhtiön työntekijöiden annostiedot. Yhdenkään työntekijän vuotuinen efektiivinen annos ei ylittänyt avaruussäteilystä aiheutuvalle annokselle asetettua 6 mSv:n raja-arvoa. Suurin avaruussäteilystä aiheutunut henkilökohtainen vuosiannos lentäjällä oli 4,4 mSv ja matkustamohenkilöstöön kuuluvalla työntekijällä 5,0 mSv.

6 Johtopäätökset

Suomalaisten vuonna 2012 saama keskimääräinen efektiivinen annos on 3,2 mSv (Kuva 9). Noin puolet suomalaisen saamasta säteilyannoksesta on peräisin huoneilman radonista. Keskimääräinen radonpitoisuus suomalaisissa asunnoissa on 96 becquereliä kuutiometrissä, mistä aiheutuu noin 1,6 mSv:n säteilyannos vuodessa. Radonpitoisuudet vaihtelevat huomattavasti eri puolilla Suomea. Korkeimmat pitoisuudet on mitattu Itä-Uudellamaalla, Kymenlaaksoissa ja Hämeessä. Huoneilman radon aiheuttaakin suurimman annoksen näiden alueiden pientaloasujille. Korkeimmat yksittäiselle ihmiselle aiheutuvat annokset voivat nousta jopa yli sadan millisievertin vuodessa. Suomalaisten keskimääräistä säteilyannosta vähennetään tehokkaimmin pienentämällä huoneilman radonpitoisuutta rakentamalla uudet talot radonturvallisesti ja korjaamalla vanhoja taloja radonturvallisiksi. Periaatteena näissä on estää radonpitoisen maaperän huokosilman kulkeutuminen talon alta sisätiloihin.

Luonnon oma taustasäteily aiheuttaa meille noin kolmanneksen vuotuisesta säteilyannoksestamme (1,1 mSv). Kehoon joutuneet luonnolliset radioaktiiviset aineet aiheuttavat tästä noin 0,32 mSv:n efektiivisen annoksen. Arvoon on laskettu mukaan myös talousveden luonnon radioaktiivisista aineista aiheutuva annos. Luonnonnuklidipitoisuudet porakaivovesissä voivat olla hyvinkin paljon suuremmat kuin vesijohtoverkostovedessä. Suurin arvioitu porakaivonkäyttäjän vuotuinen efektiivinen annos on ollut 140 mSv. Ulkoisesta taustasäteilystä aiheutuva annos tulee maaperästä sekä rakennusmateriaaleista ja on keskimäärin 0,45 mSv/v suomalaista kohti. Arvot vaihtelevat hieman eri paikkakunnilla (0,17–1 mSv/v). Suurimmillaan ulkoinen säteily on Kaakkois-Suomen rapakivigraniittialueella. Avaruudesta peräisin olevasta kosmisesta säteilystä suomalaiset saavat noin 0,33 mSv:n annoksen vuodessa.

Lääketieteellisistä tutkimuksista suomalaisille aiheutunut annos on pysynyt suurin piirtein samana viimeiset kymmenen vuotta. Isotooppikuvauksista aiheutuva keskimääräinen annos suomalaista kohti on laskenut vuoden 1996 arvosta 0,05 mSv arvoon 0,03 mSv. Vuonna 2012 Suomessa tehtiin 40 907 isotooppitutkimusta ja annettiin 1 864 isotooppihoitoa. Suomessa tehtiin vuonna 2011 3,65 miljoonaa röntgentutkimusta sekä näiden lisäksi tavanomaisia hammasröntgentutkimuksia noin 2,5 miljoonaa. Kun erilaisista röntgentutkimuksista ja toimenpiteistä potilaille aiheutuvat säteilyannokset jaetaan kaikkien suomalaisten kesken, saadaan keskimääräiseksi efektiiviseksi annokseksi noin 0,45 mSv vuodessa. Yksi keuhkojen röntgenkuvaus aiheuttaa samansuuruisen säteilyannoksen kuin pääkaupunkiseudulla pientalossa asuva saa huoneilman radonista 2–3 viikon aikana.

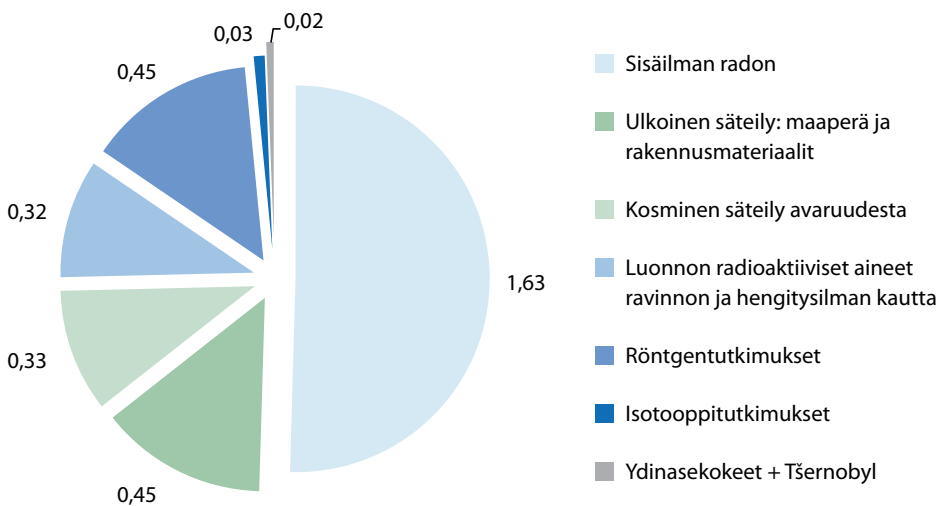
Tällä hetkellä Tšernobylin onnettomuutta seuranneesta laskeumasta aiheutuva keskimääräinen annos on alle prosentti suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta. Suurin osa sekä ulkoisen että sisäisen säteilyn annoksesta aiheutuu pitkäikäisestä radioaktiivisesta cesium-isotoopista, ^{137}Cs . Vuonna 1987, vuosi onnettomuuden jälkeen, Tšernobyli-laskeumasta aiheutui suomalaiselle keskimäärin 0,23 mSv efektiivinen annos. Vuoteen 2012 mennessä saatava annos on laskenut arvoon 0,02 mSv vuodessa, josta noin neljäsosa aiheutuu ruuan mukana nautitusta ^{137}Cs :sta ja loput ulkoisen säteilyn annoksesta. Korkeimmat ^{137}Cs -aktiivisuudet mitataan suurimman laskeuman alueella paljon luonnontuotteita syövästä henkilöstä. Korkeimman suorien ihmismittausten avulla kehosta määritetyn ^{137}Cs -aktiivisuuden aiheuttama sisäisen säteilyn annos vuonna 2011 oli 0,65 mSv. Vuonna 2011 tapahtuneen Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuuden aiheuttama lisäys suomalaisten vuosittaiseen säteilyannokseen on merkityksettömän pieni.

Tässä raportissa kuvattu keskimääräinen efektiivinen annos on luonnollisesti karkea arvio. Kansainvälinen säteilysuojelutoimikunta ICRP arvioi, että 1 Sv efektiivinen annos merkitsee 0,05 suuruista kuolemaan johtavan syövän riskiä väestölle (ICRP 103 2007). Pienten annosten aiheuttamiin terveysvaikutuksiin liittyy kuitenkin vielä paljon epävarmuutta ja siksi ICRP:n mielestä ei pitäisi etukäteen arvioida mahdollisten tulevien syöpätapausten lukumäärää, kun tarkastelun kohteena ovat pienet säteilyannokset suurille ihmisjoukoille pitkien aikojen kuluessa. Noin puolet (1,6 mSv) vuotuisesta kokonaisannoksesta aiheutuu radonista. Sisäilman radonin aiheuttama keuhkosityöpäriski on osoitettu lukuisissa sisäilman radonia selvittäneissä tapausverrokkitutkimuksissa ja niiden yhteisanalyyseissä (Lubin et al. 2004, Darby et al. 2005, Krewski et al. 2006). Suomessa vuosittain todettavista vähän yli 2 000 keuhkosityövästä arvioidaan noin 300 liittyvän radonaltistukseen. Sisäilman radonin on arvioitu aiheuttavan tupakoimattomilla noin 40 ja tupakoivilla noin 240 keuhkosityöpäkuolemaa vuodessa (Mäkeläinen 2010). Yksilö voi halutessaan vaikuttaa merkittävästi säteilyannokseensa, sillä radonaltistuksen pienentäminen on kohtuullisen helppoa.

Taulukko 11. Suomalaisten eri lähteistä vuosittain saamat efektiiviset annokset sekä UNSCEAR 2008:n ilmoittamat vastaavat arvot maailmassa keskimäärin.

	Suomi (mSv)	Maailma UNSCEAR 2008 (mSv)
Sisäilman radon	1,63	1,26
Ulkoinen säteily maaperästä ja rakennusmateriaaleista	0,45	0,48
Kosminen säteily avaruudesta	0,33	0,39
Luonnon radioaktiiviset aineet kehossa	0,32	0,29
Terveydenhuolto		
• röntgentutkimukset	0,45	0,62
• isotooppitutkimukset	0,03	0,031
Ydinasekokeet +Tšernobyl	0,02	0,01
Yhteensä	3,23	3,08

**Suomalaisten keskimääräinen säteilyannos
3,2 mSv vuonna 2012**



Kuva 9. Suomalaisten vuonna 2012 saama keskimääräinen efektiivinen annos.

7 Kirjallisuusviitteet

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H, Mobile survey of environmental gamma radiation and fallout levels in Finland after the Chernobyl accident, *Radiat. Prot. Dosim.* 32(2), 177 (1990).

Arvela H, private communications, 1992.

Arvela H. STUK-A124: Residential Radon in Finland: Sources, Variation, Modeling and Dose Comparisons. Helsinki 1995.

Arvela H, Hyvönen H, Lemmelä H, Castren O, Indoor and outdoor radiation in Finland, *Radiat. Prot. Dosim.* 59(1), 25 (1995).

Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios J M, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Schaffrath Rosario A, Tirmarche M, Tomasek L, Whitley E, Wichman H E, Doll R. Radon in Homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 2005;330:220–6.

European Communities (EC). Recommendations for implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources. Radiation Protection 88, European Communities, Luxembourg, 1997.

Feodoroff R. Metsäsienten käyttö Suomessa. Arktiset Aromit ry, 1999.

Grandjean AC. Water requirements, impinging factors and recommended intakes. In: World Health Organization (WHO). *Nutrients in Drinking Water*. Geneva: WHO, 2005.

Helasvuo T (toim.). Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2011. STUK-B 161. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2013.

Hämäläinen K, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. STUK-A206: Vesilaitosten vedenkäsittelyn vaikutus luonnon radionuklidipitoisuuksiin. Helsinki 2004.

ICRP Publication 60. (Annals of the ICRP Vol. 21 No. 1-3, 1991). 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.

ICRP Publication 65. (Annals of the ICRP Vol. 23 No. 2, 1993). Protection against radon-222 at home and at work.

ICRP Publication 72. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 5 Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients: Adopted by the Commission in September 1995. Oxford : Pergamon, 1996.

ICRP Publication 80. (Annals of the ICRP Vol. 28 No. 3, 1998). Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals.

ICRP Publication 103. (Annals of the ICRP Vol. 37 Nos. 2-4, 2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.

ICRP Publication 106. (Annals of the ICRP Vol. 38 Nos. 1-2, 2008). The 2007 Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals – Addendum 3 to ICRP Publication 53.

Kaijaluoto S. Isotooppitutkimukset ja hoidot Suomessa vuonna 2012. STUK-B 169. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2014.

Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2012. STUK-B 158. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2013.

Kauranen P, Miettinen J.K, ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps, Health Physics 16: 287–295, 1969.

Korpela H. Radioaktiivisten lääkevalmisteiden käyttö Suomessa vuonna 2006. STUK-B 93. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2008.

Krewski D, Lubin JH, Zielinski ym. A combined analysis of North-American case-control studies of residential radon and lung cancer. J Toxicol Environ Health A 2006;69:533–97.

Lemmela H, STUK-B-VALO32: Environmental external radiation in Finland. Helsinki 1984.

Leppänen A-P, Muikku M, Jaakkola T, Lehto J, Rahola T, Rissanen K, Tillander M. Effective half-lives of ^{134}Cs and ^{137}Cs in reindeer meat and in reindeer herders in Finland after the Chernobyl accident, and the ensuing effective radiation doses to humans. *Health Physics* 2011; 100 (5): 468–481.

Leppänen A-P, Mattila A, Kettunen M, Kontro R. Artificial radionuclides in surface air in Finland following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 2013; 126: 273–283.

Lubin JH, Wang ZY, Boice Jr ym. Risk of lung cancer and residential radon in China: Pooled results of two studies. *Int J Cancer* 2004;109:132–7.

Markkula M-L, Rantavaara A. Consumption of mushrooms and other wild food products in Finland. Proceedings of the 11th Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection and the 7th Nordic Radioecology Seminar, 1997: 371–376.

Muikku M, Arvela H, Järvinen H, Korpela H, Kostianen E, Mäkeläinen I, Vartiainen E, Vesterbacka K. STUK-A211: Annoskakku 2004 – Suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos. Helsinki 2005.

Muikku M, Puhakainen M, Heikkinen T, Ilus T. The mean concentration of uranium in drinking water, urine and hair of occupationally unexposed Finnish working population. *Health Physics* 2009, 96 (6): 646–654.

Murto J, ^{137}Cs :n aiheuttama sisäinen säteilyaltistus suomalaisissa ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden ja Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden jälkeen. Pro gradu-tutkielma, Radiokemianlaboratorio, Helsingin yliopisto, 2001.

Mustonen R (ed.). Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2009. STUK-B 117. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2010.

Mustonen R (ed.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2010 – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2010 – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2010. STUK-B 132. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2011.

Mustonen R (ed.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2011 – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2011 – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2011. STUK-B 148. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2012.

Mustonen R (ed.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2012 – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2012 – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2012. STUK-B 159. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2013.

Myllymaa H, Suomalaisten sisäinen altistus ravinnon ja talousveden luonnon radioaktiivisista aineista. Pro gradu-tutkielma, Radiokemianlaboratorio, Helsingin yliopisto, 2003.

Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. STUK-A182: Talousveden radioaktiivisuusperusteita laatuvaatimuksille. Helsinki 2001.

Mäkeläinen I, Moisio S, Reisbacka H, Turtiainen T. Indoor occupancy and radon exposure in Finland. In: McLaughlin JP, Simopoulos SE, Steinhäusler F (eds). Radioactivity in the environment. Elsevier 2005; 7: 687–693.

Mäkeläinen I, Kinnunen T, Reisbacka H, Valmari T, Arvela H. STUK-A242: Radon suomalaisissa asunnoissa – Otantatutkimus 2006. Helsinki 2009.

Mäkeläinen I. Kuka saa syövän radonista? Ympäristö ja Terveys 2010; 3: 60–63.

National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP). Exposure to the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation. Report No. 94. Bethesda: NCRP Publications, 1987.

National Research Council. Risk Assessment of Radon in Drinking water. Washington D.C.: National Academy Press, 1999.

Paturi M, Tapanainen H, Reinivuo H, Pietinen P (toim.). Finravinto 2007 -tutkimus. Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B 23 / 2008. Helsinki: Yliopistopaino, 2008.

Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. STUK-A64: Radioactivity of people in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Helsinki 1987.

Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. STUK-A96: Radioactivity of people in Finland in 1988–1990. Helsinki 1993.

Rantanen E (toim.). STUK-B 160: Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2012. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2013.

Rantavaara A. STUK-A59: Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Supplement 4 to Annual Report STUK-A55. Helsinki, 1987.

Rantavaara A, Nygrén T, Nygrén K, Hyvönen T. STUK-A62: Radioactivity of game meat in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Supplement 7 to Annual Report STUK-A55. Helsinki, 1987.

Rantavaara A. STUK-A78: Radioactivity of foodstuffs in Finland in 1987-88. Supplement 4 to Annual Reports STUK-A74 and STUK-A89. Helsinki, 1991.

Rantavaara A. Ingestion doses in Finland due to ^{90}Sr , ^{134}Cs and ^{137}Cs from nuclear weapons testing and the Chernobyl accident. *Applied Radiation and Isotopes* 2008; 66: 1768–1774.

Reisbacka H. Radon Measurement Method with Passive Alpha Track Detector at STUK, Finland. Proceedings – Third European IRPA Congress, 14–18 June 2010, Helsinki, Finland, 642–645. ISBN 978-952-478-551-8; 2011.

Solatie D, Junttila M, Vesterbacka P. ^{210}Po and ^{210}Pb in the food chain lichen-reindeer-man. Abstract. In: 7th Russian-Finnish Symposium on Radiochemistry. “Modern problems of radiochemistry – 2005”. Saint-Petersburg, Russia. November 16–18, 2005. Proceedings of Symposium. St. Petersburg: VVM Co. Ltd; 2005. p. 123.

STUK-A54 Studies on Environmental Radioactivity in Finland 1984-1985. Annual Report. Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki, 1987.

Turtiainen T, Muikku M, Vesterbacka P, Heikkinen T. Uranium and ^{226}Ra in drinking water supplied by Finnish waterworks. *Radioprotection* 2011; 46(6): S255–S263.

Turtiainen T, Kostinen E. Radiological hazards in Finnish cereals: comparison of man-made and natural sources. *Cereal Research Communications* 2013; 41(1): 366–375.

Turtiainen T, Brunfeldt M, Rasilainen T, Skipperud L, Valle L, Mrdakovic Popic J, Roos P, Sundell-Bergman S, Rosén K, Weimer R. Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population. Electronic report

NKS-294. Roskilde: NKS Secreteriat, 2014. [http://www.nks.org/en/nks_reports/view_document.htm?id=111010112002390] viitattu: 27.1.2014.

UNSCEAR 1993. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes.

UNSCEAR 2000. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: SOURCES, VolumeII: EFFECTS.

UNSCEAR 2008. SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: SOURCES.

Vaaramaa K, Solatie D, Aro L. Distribution of ^{210}Pb and ^{210}Po concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Science of the Total Environment* 2009; 408: 84–91.

Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Tarvainen T, Hatakka T, Arvela H. STUK-A199: Kaivoveden luonnollinen radioaktiivisuus - Otantatutkimus 2001. Helsinki 2004.

Vesterbacka P, Turtiainen T, Heinävaara S, Arvela H. Activity concentrations of ^{226}Ra and ^{228}Ra in drilled well water in Finland. *Radiation Protection Dosimetry* 2006; 121(4): 406–412.

Vesterbacka P, Vaaramaa K. STUK-A256: Porakaivoveden radon- ja uraanikartasto. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2013.

LIITE 1 ANNOSMÄÄRITYKSESSÄ KÄYTETTÄVÄT SUUREET JA TERMIT

Ekvivalenttiannos

Kudoksen tai elimen T ekvivalenttiannos $H_{T,R}$ on säteilylaadun painotuskertoimella w_R kerrottu kudoksen tai elimen keskimääräinen absorboitunut annos $D_{T,R}$:

$$H_{T,R} = w_R D_{T,R} , \quad (1.1)$$

missä w_R on painotuskerroin säteilylaadulle R . $D_{T,R}$ on säteilylaadusta R aiheutuva, kudoksen T keskimääräinen absorboitunut annos.

Jos säteily koostuu useammasta kuin yhdestä, w_R -arvoltaan erilaisesta säteilylaadusta, ekvivalenttiannos H_T on:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} . \quad (1.2)$$

Ekvivalenttiannoksen yksikkö on Sv. Jäljempänä kudoksesta puhuttaessa tarkoitetaan joko kudosta tai elintä.

Efektiivinen annos

Efektiivinen annos E on kudosten painotuskertoimilla w_T kerrottujen ekvivalenttiannosten H_T summa:

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R} . \quad (1.3)$$

Efektiivisen annoksen yksikkö on Sv.

Ekvivalenttiannoksen avulla arvioidaan säteilyn haittavaikutuksia tarkasteltavassa kudoksessa tai elimessä. Efektiivisen annoksen avulla arvioidaan lähinnä säteilyn ihmiselle aiheuttamien satunnaisten haittavaikutusten riskiä. Ekvivalenttiannos ja efektiivinen annos koskevat sekä ulkoista että sisäistä säteilyä.

Ekvivalenttiannoksen ja efektiivisen annoksen laskemisessa tarvittavat w_R - ja w_T -kertoimet on esitetty taulukoissa 1.1 ja 1.2.

Ekvivalenttiannoksen kertymä

Kudoksen T ekvivalenttiannoksen kertymä $H_T(\tau)$ on kehoon joutuneen radioaktiivisen aineen tälle kudokselle aiheuttama ekvivalenttiannos:

$$H_T(\tau) = \int_{t_0}^{t_0+\tau} \dot{H}_T(t) dt, \quad (1.4)$$

missä $\dot{H}_T(t)$ on ekvivalenttiannosnopeus kudoksessa T hetkellä t ja t_0 on saantohetki.

Ekvivalenttiannoksen kertymän yksikkö on Sv.

Saantohetkestä laskettava integrointiaika τ ilmaistaan vuosina. Jos integrointiaikaa ei ole erikseen mainittu, oletetaan, että se on aikuisille 50 vuotta ja lapsille 70 vuoden ikään asti jäljellä olevien vuosien määrä.

Efektiivisen annoksen kertymä

Efektiivisen annoksen kertymä $E(t)$ on kudosten painotuskertoimilla w_T kerrottujen ekvivalenttiannosten kertymien $H_T(\tau)$ summa:

$$E(\tau) = \sum_T w_T H_T(\tau). \quad (1.5)$$

Efektiivisen annoksen kertymän yksikkö on Sv.

Ekvivalenttiannoksen kertymä ja efektiivisen annoksen kertymä ovat suureita, joilla arvioidaan kehoon joutuneiden radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa ekvivalenttiannosta ja efektiivistä annosta. Kehoon joutunut radioaktiivinen aine voi aiheuttaa altistusta pitkään saannon jälkeen.

Taulukko 1.1. Säteilylaadun painotuskertoimet w_R eri säteilylaaduille (ICRP 60). Uudet ICRP 103:n mukaiset kertoimet otetaan käyttöön, kun Euroopan komissio on vahvistanut ne. Atomi- ja ydinfysiikassa energian mittayksikkönä käytetään elektronivoltia (symboli eV), jonka kerrannaisyksikkö on keV (tuhat elektronivoltia).

Säteilylaatu	w_R
Fotonit, kaikki energiat	1
Elektronit ^{*)} ja myonit, kaikki energiat	1
Neutronit, energia	
• alle 10 keV	5
• vähintään 10 keV ja enintään 100 keV	10
• yli 100 keV ja enintään 2 MeV	20
• yli 2 MeV ja enintään 20 MeV	10
• yli 20 MeV	5
Protonit ^{**) , energia yli 2 MeV}	5
Alfahiukkaset, fissiofragmentit, raskaat ytimet	20
^{*)} Muut kuin DNA-molekyylin sitoutuneiden ydinten lähettämät Augerelektronit. ^{**) Lukuun ottamatta rekyyliprotoneita.}	

Taulukko 1.2. Kudosten painotuskertoimet w_T (ICRP 60). Kertoimet perustuvat kumpaakin sukupuolta tasapuolisesti ja laajaa ikärakennetta edustavaan vertailuväestöön. Säteilyaltistuksen enimmäisarvoja sovellettaessa kertoimia käytetään työntekijöiden ja väestön sekä kummankin sukupuolen efektiivisen annoksen laskemisessa. Uudet ICRP 103:n mukaiset kertoimet otetaan käyttöön, kun Euroopan komissio on vahvistanut ne.

Kudos tai elin	w_T
Sukurauhaset	0,20
Punainen luuydin	0,12
Paksusuoli	0,12
Keuhkot	0,12
Mahalaukku	0,12
Virtsarakko	0,05
Rintarauhaset	0,05
Maksa	0,05
Ruokatorvi	0,05
Kilpirauhanen	0,05
Iho	0,01
Luun pinta	0,01
Muut kudokset	0,05

**LIITE 2 TŠERNOBYLIN ONNETTOMUUDESTA SUOMALAISILLE
AIHEUTUNEET VUOSITTAISET KESKIMÄÄRÄISET
ANNOKSET VUOSINA 1986–2012. VAIN Cs-
ISOTOOPPIEN AIHEUTTAMA ANNOS ON OTETTU
HUOMIOON.**

	Sisäinen altistus, vuosittaisesta saannosta aiheutuva efektiivisen annoksen kertymä				Ulkoinen altistus	Kokonais-altistus
Vuosi	Miehet (mSv)	Naiset (mSv)	Lapset (mSv)	Koko Suomi keskimäärin (mSv)	Vuotuinen efektiivinen annos (mSv)	Efektiivinen annos (mSv)
1986	0,069	0,043	0,063	0,057	0,15	0,207
1987	0,152	0,110	0,101	0,126	0,1	0,226
1988	0,108	0,077	0,062	0,086	0,067	0,153
1989	0,083	0,054	0,040	0,063	0,048	0,111
1990	0,063	0,036	0,024	0,044	0,037	0,081
1991	0,050	0,030	0,020	0,036	0,030	0,066
1992	0,039	0,023	0,016	0,028	0,028	0,056
1993	0,033	0,020	0,014	0,024	0,027	0,051
1994	0,026	0,016	0,011	0,019	0,026	0,045
1995	0,023	0,013	0,009	0,016	0,025	0,041
1996	0,020	0,011	0,008	0,014	0,024	0,038
1997	0,023	0,013	0,009	0,016	0,023	0,039
1998	0,021	0,012	0,008	0,015	0,022	0,037
1999	0,020	0,011	0,008	0,014	0,021	0,035
2000	0,019	0,011	0,007	0,013	0,020	0,033
2001				0,009	0,020	0,029
2002				0,007	0,019	0,026
2003				0,006	0,018	0,024
2004				0,006	0,018	0,024
2005				0,007	0,017	0,024
2006				0,005	0,016	0,021
2007				0,005	0,016	0,021
2008				0,005	0,015	0,020
2009				0,005	0,015	0,020
2010				0,005	0,014	0,019
2011				0,005	0,013	0,018
2012				0,005	0,013	0,018

STUK-A-sarjan julkaisuja

STUK-A259 Muikku M, Bly R, Kurttio P, Lahtinen J, Lehtinen M, Siiskonen T, Turtiainen T, Valmari T, Vesterbacka K. Annoskakku 2012 – Suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos. Helsinki 2014.

STUK-A258 Hellstén S, Selvitys avolähteiden käytöstä syntyvistä radioaktiivisista jätteistä ja päästöistä aiheutuvasta säteilyaltistuksesta (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto). Helsinki 2013.

STUK-A257 Kojo K, Occupational cosmic radiation exposure and cancer in airline cabin crew. Academic dissertation. Helsinki 2013.

STUK-A256 Vesterbacka P, Vaaramaa K. Porakaivoveden radon- ja uraanikartasto. Helsinki 2013.

STUK-A255 Turtiainen T. Radon and radium in well water: Measurements and mitigation of exposure. Doctoral thesis. Helsinki 2012.

STUK-A254 Sulonen Nina (Ed.). Abstracts of the 4th International MELODI Workshop. 12–14 September 2012, Helsinki, Finland.

STUK-A253 Outola Iisa, Saxén Ritva. Radionuclide deposition in Finland 1961–2006. Helsinki 2012.

STUK-A252 Arvela H, Holmgren O, Reisbacka H. Asuntojen radonkorjaaminen. Helsinki 2012.

STUK-A251 Holmgren O, Arvela H. Assessment of current techniques used for reduction of indoor radon concentration in existing and new houses in European countries. Helsinki 2012.

STUK-A250 Nylund R., Proteomics analysis of human endothelial cells after short-term exposure to mobile phone radiation. Helsinki 2011.

STUK-A249 Salomaa S, Sulonen N (Eds.). Research activities of STUK 2005–2010. Helsinki 2011.

STUK-A248 Salomaa S, Sulonen N (Eds.). Research projects of STUK 2009–2011. Helsinki 2011.

STUK-A247 Larjavaara S. Occurrence studies of intracranial tumours. Helsinki 2011.

STUK-A246 Lahkola A. Mobile phone use and risk of brain tumours. Helsinki 2010.

STUK-A-raportit STUKin verkkosivuilla:

www.stuk.fi/julkaisut/maaraykset/fi_FI/tutkimusjulkaisut/



Laippatie 4, 00880 Helsinki
Puh. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500
www.stuk.fi

ISBN 978-952-478-981-3 (pdf)
ISSN 2243-1888
Helsinki 2014